

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



Dpto. Biología Aplicada
Área de Ecología

Juan Manuel Pérez-García

Tesis Doctoral



Facultad de Ciencias Experimentales
Departamento de Biología Aplicada

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

Memoria presentada por **Juan Manuel Pérez-García**, Licenciado en Ciencias Ambientales, para optar al grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández.

Elche, 13 de enero de 2014

D. Juan Manuel Pérez García

Este trabajo ha sido dirigido por:

Dr. José Antonio Sánchez-Zapata

Dr. Francisco Botella Robles

Cita Recomendada:

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.

Fotografía y diseño de portada:

J. M. Pérez-García: Líneas tendidos eléctricos en campos de cebada Pajares de la Lampreana (Zamora)



Facultad de Ciencias Experimentales
Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

A quien corresponda:

Dr. Ignacio Gómez Lucas, profesor de Universidad y Director del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

HACE CONSTAR

Que da su conformidad en la lectura de la tesis doctoral presentada por **D. Juan Manuel Pérez-García**, titulada: “**Modelos predictivos aplicados a la cotección y gestión del impacto de la electrocución de aves en tendidos eléctricos**”, que se ha desarrollado dentro del programa de Doctorado en Análisis y Gestión Ambiental, bajo la dirección de los profesores **Dr. José Antonio Sánchez-Zapata** y **Dr. Francisco Botella Robles**.

Lo que firmo en Elche, a instancias del interesado y a los efectos oportunos, a 13 de enero de 2014.

Dr. Ignacio Gómez Lucas

Director del Programa de Doctorado

*A mis padres y hermanos,
y a Carolina*

*“Essentially, all models are wrong,
but some are useful”*

GEORGE E.P. BOX & NORMAN R. DRAPER (1987).

ÍNDICE

CAPÍTULO 1.	
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	11
CAPÍTULO 2.	
CONSERVAR FUERA DE ESPACIOS PROTEGIDOS: EL EFECTO BORDE Y LA ELECTROCUCIÓN DE AVIFAUNA EN LA PERIFERIA DE LAS ZONAS DE ESPECIAL PROTECCIÓN PARA LAS AVES.....	37
CAPÍTULO 3.	
USO DE MODELOS PREDICTIVOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS PARA LA IDENTIFICACIÓN A GRAN ESCALA DE ÁREAS PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AVES FRENTE A LA ELECTROCUCIÓN.....	49
CAPÍTULO 4.	
EVALUACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DE MODELOS PREDICTIVOS PARA LA IDENTIFICACIÓN A GRAN ESCALA DE ÁREAS PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AVES FRENTE A LA ELECTROCUCIÓN.....	75
CAPÍTULO 5.	
VALIDACIÓN DE MODELOS PREDICTIVOS PARA LA IDENTIFICACIÓN A GRAN ESCALA DE ÁREAS PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AVES FRENTE A LA ELECTROCUCIÓN.	93
CAPÍTULO 6.	
UTILIZACIÓN DE REDES COMPLEJAS EN EL ANÁLISIS DE PATRONES DE MORTALIDAD POR ELECTROCUCIÓN EN UNA COMUNIDAD DE AVES Y SU APLICACIÓN EN LA IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES INDICADORAS.....	111
CAPÍTULO 7.	
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES.....	129
REFERENCIAS.....	144
GLOSARIO.....	170
AGRADECIMIENTOS.....	172

Capítulo 1



Antonio Sáez

Introducción General

1.1 Biología de la Conservación

Los profundos y rápidos cambios socioeconómicos ocurridos en el planeta durante el siglo XX han modificado la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas generando la grave crisis ecológica global que vivimos actualmente. Uno de los reflejos de esta crisis es el aumento de las tasas de extinción de especies que está dando lugar a lo que se ha llamado la Sexta Extinción (Myers 1993; Pimm *et al.* 1995; Pimm y Raven 2000; Barnosky *et al.* 2011). El crecimiento de la población humana, es en sí mismo, parcialmente responsable de la pérdida de diversidad biológica (Ehrlich y Holdren 1971; Forester *et al.* 1996; Maurer 1996; Vitousek *et al.* 1997; Krebs *et al.* 1999; McKee *et al.* 2004), ya que repercute a través de causas próximas concretas como la sobreexplotación de las poblaciones de animales y plantas, la transformación de hábitats naturales en tierras agrícolas o urbanas y la introducción de especies foráneas (Holdren y Ehrlich 1974; Stearns y Stearns 1999; Brook *et al.* 2003; Harte 2007; Storkey *et al.* 2012). Entre estas causas es sin duda la pérdida, transformación y fragmentación de los hábitats la principal amenaza para la mayoría de especies en peligro de extinción, ya que desencadena múltiples procesos ligados como son la reducción de la supervivencia de los individuos, el aumento de la mortalidad no natural o el aumento de las molestias externas, que aceleran el proceso de extinción de las poblaciones (Primack y Ros 2002; Fahrig 2003). La pérdida de especies podría tener graves consecuencias en el mantenimiento de servicios ecosistémicos esenciales para la población humana, que asociado a otros problemas ambientales como el aumento de las concentraciones de gases efecto invernadero en la atmósfera o la degradación y agotamiento de los recursos naturales, podría conducir a un colapso de la humanidad (Ehrlich y Ehrlich 2013).

Hacia mediados del siglo XX, la preocupación por la pérdida de diversidad y las consecuencias de la crisis ambiental comenzaron a tomar forma en la sociedad, primero con organizaciones de defensa de la naturaleza y posteriormente con iniciativas legislativas desde diferentes gobiernos. La necesidad de afrontar la conservación de las especies y los hábitats desde un punto de vista científico condujo a la aparición de la “biología de la conservación”.

Esta ciencia surgió como una “disciplina de crisis” que a partir del conocimiento integrado de varias materias como la biología, la ecología, la economía, la sociología o el derecho, establece herramientas destinadas a la protección, conservación y recuperación de especies desde una perspectiva científica (Soulé 1985; Primack 1998).

La biología de la conservación tiene tres objetivos principales: a) investigar y describir la diversidad del mundo vivo, b) entender los efectos de las actividades humanas sobre las especies, comunidades y ecosistemas y c) desarrollar métodos interdisciplinarios prácticos encaminados a la protección y recuperación de la diversidad biológica (Primack y Ros 2002).

Durante los años 80 y 90 del siglo pasado, la biología de la conservación tuvo un importante desarrollo, se fundaron revistas científicas como “*Biological Conservation*”, “*Conservation Biology*” o “*Biodiversity and Conservation*” y se crearon departamentos universitarios y centros de investigación especializados en este campo, lo que impulsó definitivamente esta disciplina. Actualmente, la biología de la conservación muestra un fuerte desarrollo como ciencia y su implantación en la sociedad ha permitido tomar importantes decisiones de gestión del medio natural que incluso han influido en aspectos cotidianos de nuestro modo de vida (Norris 2004). Pero a pesar que ha tenido una importante repercusión en algunos temas, lamentablemente el desfase entre la producción de conocimiento científico, (del que España es uno de los principales líderes en el mundo en base al número de publicaciones científicas), y la aplicación de las propuestas es muy notorio. De hecho, la mayor parte de las acciones de conservación se deciden en base a experiencias previas o presunciones del propio gestor y no como resultado de evidencias extraídas de investigaciones científicas (Pullin *et al.* 2004).

1.2 Los procesos de intensificación y la demanda energética

Los seres humanos han cambiado los ecosistemas en los últimos 50 años más rápida y extensamente que durante cualquier otro período anterior de nuestra corta vida como especie (Vitousek *et al.* 1997; *Millennium Ecosystem Assessment* 2005; Speidel *et al.* 2009). El explosivo crecimiento mundial, que nos ha hecho pasar de 2,6 mil millones en 1950 hasta más de 7 mil millones actuales, acompañado por el aumento en el consumo per cápita de recursos naturales, (por ejemplo, sólo entre los años 1950 y 2000 el producto bruto mundial casi se multiplicó por siete, Assadourian 2003; Speidel *et al.* 2009), han conducido a una fuerte transformación del medio natural en todo el planeta (Vitousek *et al.* 1997). Durante siglo XX se

produjo una fuerte transformación de los usos del suelo, convirtiendo amplias zonas forestales en zonas agrícolas. Además, como consecuencia de los avances tecnológicos producto de la revolución industrial, se produjo un crecimiento exponencial en las tasas de producción y extracción de recursos, las prácticas agrícolas se “industrializaron”, se inició la urbanización y construcción de infraestructuras a gran escala y se impulsó el desarrollo de la industria de generación y producción de energía eléctrica. A este proceso se le conoce como intensificación de los usos del suelo, la cual tiene como consecuencias directas y más graves, la pérdida, transformación y fragmentación de los hábitats naturales que produce la extinción y aislamiento de las poblaciones locales, entre otros efectos. Lejos de estabilizarse, algunas predicciones señalan que en las próximas dos décadas más del 70 % de la superficie de la tierra se verá sometida a cambios por la intensificación de los usos del suelo o el desarrollo de las infraestructuras (Millenium Ecosystem Assessment 2005) y en año 2050 más del 70% de la población mundial vivirá en las ciudades (UN 2012).

Intensificación agrícola

Durante casi 5.000 años las prácticas agrícolas se mantuvieron prácticamente inalteradas, hasta que en el siglo XX las nuevas tecnologías aplicadas a la agricultura permitieron transformar tierras anteriormente improductivas en zonas cultivadas y la obtención de altísimos rendimientos económicos en zonas ya cultivadas a través del regadío, la mecanización y la aplicación de fertilizantes y pesticidas (Green *et al.* 2005). Se estima que gracias a la intensificación, el rendimiento de los cultivos por unidad de área ha aumentado en el mundo un 106% entre 1961 y 1999 (Green *et al.* 2005). Esta intensificación de la producción agraria ha provocado la drástica transformación del paisaje, la simplificación de los cultivos, el empobrecimiento y contaminación de los suelos y el agua, la aceleración de la erosión y como resultado final una pérdida de biodiversidad (Stoate *et al.* 2001). Los mecanismos por los que la intensificación agrícola afecta a la biodiversidad son la reducción y fragmentación de los hábitats naturales producto del aumento de las infraestructuras y del transporte de recursos, la contaminación y las molestias humanas. El aumento de las infraestructuras, como son las líneas de transporte de energía o las vías de transporte y comunicación, afectan tanto directa como indirectamente a la supervivencia de las especies, aumentando la mortalidad y aislando las poblaciones (Mader 1984; Van Dyke *et al.* 1986; Mech *et al.* 1988; Spellerberg 1998; Benítez-López *et al.* 2010). Ejemplos de las consecuencias de este proceso sobre la biodiversidad es la dramática disminución, en el norte y el centro de Europa, durante las

últimas décadas del área de distribución y la abundancia de diversos animales y plantas que habitan en los agroecosistemas (Hole *et al.* 2005). También ha tenido una repercusión en la estructura social ya ha llevado a la ruptura de las relaciones entre la agricultura, la cultura rural y el medio físico (Matson *et al.* 1997; Benton *et al.* 2003; Kleijn y Shutherland 2003; Kirby *et al.* 2008; Storkey *et al.* 2012; Burel *et al.* 2013).

El crecimiento urbano

Los cambios socioeconómicos producidos durante el siglo pasado impulsaron el crecimiento y desarrollo de nuevos núcleos urbanos (Antrop 2004). La urbanización es uno de los procesos de transformación del territorio que más rápidas y profundas consecuencias puede tener sobre los ecosistemas y la biodiversidad (McKinney 2008; McDonald *et al.* 2008; Nuisl *et al.* 2009). Se ha evidenciado que produce efectos adversos sobre el ciclo hidrológico (Arthur-Harstranft *et al.* 2003), contaminación de aire y agua (Gillies *et al.* 2003; Ren *et al.* 2003), alteraciones microclimáticas (Carlson y Traci-Arthur 2000), fragmentación de hábitats naturales (Gibb y Hochuli 2002), pérdida de suelos agrícolas y forestales (Morello *et al.* 2000; Imhoff *et al.* 2004), así como el sellado de suelos (Scalenghe y Ajmone-Marsan 2009). Sobre la biodiversidad, el incremento de las zonas urbanizadas produce descensos en la riqueza, abundancia y diversidad de especies y aumenta la homogenización tanto taxonómica como funcional (Miller y Hobbs 2002).

La generación de energía

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 (Barrachina *et al.* 1993; 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 una media de 3,5% anual de media para el periodo 2010-2035 (World Energy Outlook 2012), y destacan que la demanda mundial de electricidad aumenta casi dos veces más rápido que el consumo total de energía (World Energy Outlook 2012).

La extracción y generación de energía es una de las actividades humanas más impactantes para el medio ambiente, aunque, por otro lado, es indispensable para el funcionamiento de la civilización. Los efectos de las actividades generadoras de energía se pueden producir durante cualquier etapa de su ciclo de vida y sus consecuencias sobre el medioambiente pueden ser múltiples y complejas (Rahman y de Castro 1995; Dincer 1999; Tsoutsos *et al.* 2005; Bhat y Prakash 2009). 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 y 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 COV's y otras partículas en suspensión (Miller y 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 si ocurre algún escape, la generación de residuos peligrosos y la contaminación térmica de las aguas (Maul *et al.* 1993; Beck 1999; MIT 2003; Lavado Contador 2005). La generación de energía eléctrica mediante fuentes renovables también causa 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; Denholm y Margolis 2008). La hidroeléctrica altera la dinámica hidrológica causando problemas en muchas especies riparias (McAllister *et al.* 2000; Dudgeon *et al.* 2006). Los biocombustibles generan importantes emisiones a la atmósfera durante la generación de la electricidad (Sagar y Kartha 2007; Koh y Ghazoul 2008), así como cambios en el uso del territorio para aumentar la superficie destinada al cultivo de las especies energéticas (Searchinger *et al.* 2008; Kim *et al.* 2009; McDonald *et al.* 2009; Plevin *et al.* 2010). La 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 (Stewart *et al.* 2005; Drewitt y Langston 2006; Smallwood 2007; Arnett *et al.* 2008; de Lucas *et al.* 2007; Carrete *et al.* 2009). Además, genera residuos en las etapas de construcción, operación, mantenimiento y fin de vida de las instalaciones, así como un impacto visual sobre el paisaje (Schleisner 2000).

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

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

La energía generada debe ser transportada desde los centros de generación a los lugares de consumo mediante una tupida red de líneas eléctricas. Las líneas eléctricas consisten, básicamente, en una serie de apoyos metálicos que sostienen unos 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 (Lings 2005). Las líneas de distribución son las 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 menores a 1kV.

Desde que en 1909 se construyera la primera gran línea para el transporte de la energía eléctrica en España, la cual iba desde el salto del Molinar, en el río Júcar, hasta Madrid recorriendo 240 km, 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 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, y una década más tarde la red de distribución eléctrica por tendido aéreo alcanzaba los 121.000 kilómetros. Durante las décadas siguientes el crecimiento fue sostenido, hasta el auge de la construcción y de la intensificación agrícola a finales de los años 90 (MIET 2013; ver Figura 1), donde se produjo un incremento en la tasa de crecimiento de líneas de transporte eléctrico.

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 (ver Tabla 1). Actualmente, su presencia en el paisaje es casi omnipresente convirtiéndose en un elemento más del mismo, incluso, pasan desapercibidas (Ferrer 2012).

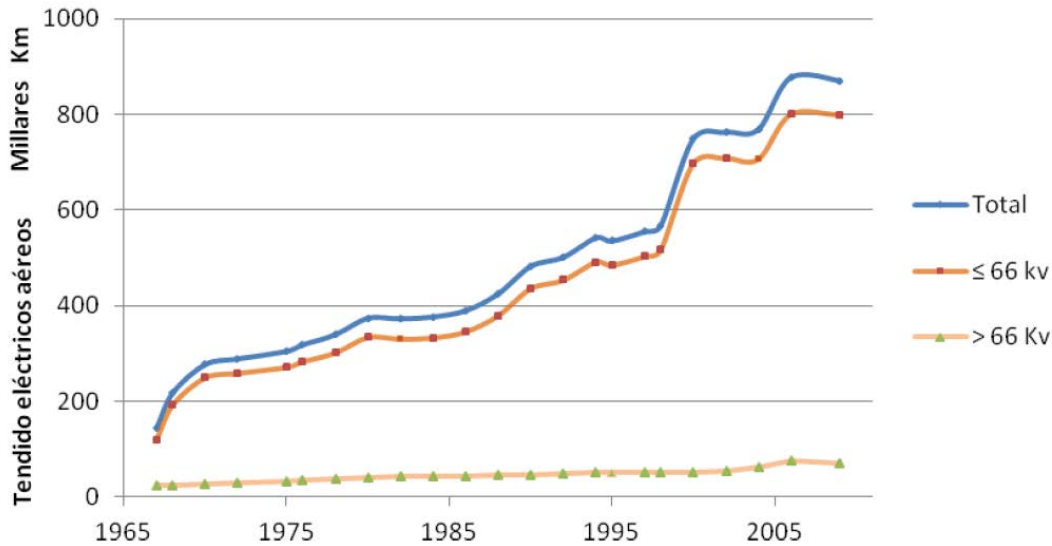


Figura 1. Longitud de líneas eléctricas aéreas instaladas en España en los últimos 60 años.

Fuente: Estadística de la industria Eléctrica, Ministerio de Industria, Energía y Turismo 2013.

www.minetur.gob.es/energia/

Tabla 1. Tipo y extensión de la red de transporte y distribución de energía eléctrica en España para el año 2009. Fuente: Estadística de la industria Eléctrica, Ministerio de Industria Energía y Turismo (2013). www.minetur.gob.es/energia/

	Tensión Eléctrica		Longitud líneas		Transformadores		
	nominal (kv)	normalizada (kv)	aéreas (Km)	subterráneas (Km)	número	capacidad total (kVA)	
Red de transporte	> 300	380	17.954	56	172	76.880.000	
	176,1 - 300	220	24.369	343	928	74.014.972	
Red de distribución	de alta tensión	99,1 - 176	132	28.468	450	1.593	56.366.728
		55,6 - 99	66	22.3	864	1.385	30.790.220
		37,6 - 55,5	45	16.198	1.027	1.167	15.748.137
	de media tensión	25,1 - 37,5	30	12.612	997	2.561	4.027.955
		17,6 - 25	20	221.278	49.482	179.767	70.022.234
		12,6 - 17,5	15	102.328	25.222	107.366	36.955.483
		8,1 - 12,5	10	18.509	4.769	19.072	7.263.137
		4,6 - 8	6	3.183	270	1.613	466.624
		1 - 4,5	3	279	10	118	24.417
	de baja tensión	< 1	..	402.774	62.449	0	0
Total			870.252	145.939	315.742	372.559.907	

Las líneas de transporte y distribución de la energía eléctrica provocan cuatro tipos de impactos potenciales sobre la biodiversidad y el territorio (Negro 1999):

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, 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; Ferrer 2012).

c) **Cambios en la estructura del hábitat.** La eliminación de la cubierta vegetal existente, produciendo discontinuidades en el paisaje y la fragmentación los parches naturales de vegetación (Luken *et al.* 1992; Forrester *et al.* 2005). Por otra parte, se ha comprobado que esta fragmentación del hábitat provoca graves efectos barrera sobre algunas especies, como en el reno (*Rhandifer tarandous*), cuyas migraciones se ven afectadas por la presencia de líneas eléctricas (Reimers *et al.* 2007; Vistnes *et al.* 2004). 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 (Boeker y Nickerson 1975; Benson 1980; Ferrer *et al.* 1991, Ferrer y Negro 1992; Bevanger 1994; 1998; Bevanger y 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 y Peris 2003) o el águila marcial (*Polemaetus bellicosus*) en Sudáfrica (de Goede y 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 y Nickerson 1975; Haas 1980; Olendorff *et al.* 1981; Ferrer y 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 pueden encontrarse mamíferos y reptiles (APLIC 1996; 2006; Pérez-García 2009).

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, aunque muere poco después (Heijnis 1980; 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 y 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.e.* Peacock 1970; Benson 1980; Olendorff *et al.* 1981). En España, los primeros trabajos se desarrollaron principalmente en la década de los 80 (*p.e.* Negro y Mañez 1989; Múgica y Negro 1989; Ferrer *et al.* 1991; Negro y Ferrer 1992; VV.AA. 1995). Actualmente, España 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; Ferrer 2012).

La electrocución en líneas eléctricas es uno de los principales problemas de conservación para un gran número de especies de aves en el mundo (Faanes 1987, Bevanger 1994; 1998; Ferrer y 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 y Ferrer 1999; 2001). Algunos estudios han señalado a la electrocución como una de las principales causas de la disminución de las poblaciones de algunas especies en todo el planeta, como por ejemplo, el buitre del Cabo (*Gyps capensis*) en Sudáfrica (Ledger y Arnnergarn 1981; Ledger y Hobbs 1999), el alimoche común (*Neophron pernopterus*) en el este de África (Nikolaus 1984; Angelov *et al.* 2011), 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 pigargo americano (*Haliaeetus leucocephalus*) en EE.UU. (Harness y Wilson 2001) y Canadá (Wayland *et al.* 2003). En España, la mortalidad en tendidos eléctricos contribuyó al declive del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), una de las rapaces más amenazadas del mundo, (Ferrer *et al.* 1991; Ferrer y Negro 1992; González *et al.* 2007; Ortega *et al.* 2009) y del águila perdicera (*Aquila fasciata*) (Garza y Arroyo 1994; Real y Mañosa 1997; Real *et al.* 2001; Carrete *et al.* 2002; Hernández-Matías *et al.* 2013).

Como se explicó 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):

- 1) Características biológicas de las especies implicadas: Estas características englobarían el tamaño y el comportamiento, así como así como la abundancia de la especie.
- 2) Características ambientales del área: especialmente importante son el tipo de hábitat y uso del suelo y la topografía.
- 3) Diseño técnico y materiales de construcción de los apoyos.
- 4) 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 y Ferrer 1995). La mortalidad en

postes de madera es mucho menor que en los de acero u hormigón dado que en estos sólo se puede producir accidentes por el contacto de los dos conductores (Haas 1980; Olendorff 1993). 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, igual ocurre, 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 y Ferrer 1995; Guzmán y Castaño 1998; Bevanger 1999; Janss y Ferrer 1999; Mañosa 2001; Real y Tintó 2004; Lehman *et al.* 2007; Dwyer y Mannan 2007). Las medidas más ampliamente utilizadas para la prevención o corrección de las electrocuciones han sido a) 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 este o proporcionando sitios alternativos y seguros en el apoyo, b) modificación del diseño de los apoyos, aumentando la distancia entre los conductores o de estos con el apoyo metálico, y c) el aislamiento de los apoyos o de las crucetas para asegurar que no hay contacto entre el ave y los conductores (Harness y Garrett 1999; Haas *et al.* 2005; APLIC 2006; Prinsen *et al.* 2011b). El enterramiento de la línea es 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).

Una vez determinados que factores son importantes en el riesgo electrocución se aplicó este conocimiento en la identificación de apoyos peligrosos con el fin de optimizar las acciones de mitigación. En este sentido, destacan los trabajos de Janss (2001) y Mañosa (2001), en los que elaboran modelos de riesgo en base a la combinación de diseño de apoyos y configuración de hábitat. Más elaborados son los modelos predictivos de Tintó *et al.* (2010) y recientemente de Guil *et al.* (2011) y Dwyer *et al.* (2013). Estos modelos elaborados en función del apoyo permiten determinar la peligrosidad del poste en función del hábitat aledaño y del diseño del mismo, pero es necesario tener caracterizados todos los postes para su utilización.

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 y Ferrer 1999; Harness y 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 de esto, las medidas de corrección siguen aplicándose de manera puntual y no existe una normativa y estrategia de corrección a gran escala en Europa (Bevanger 1994; Bayle 1999; Lehman 2001; Sergio *et al.* 2004; Haas *et al.* 2005). Los tendidos eléctricos continúan siendo una importante causa de mortalidad no natural para una gran parte de las rapaces en muchos países desarrollados (Bayle 1999; Rubolini *et al.* 2005; Lehman *et al.* 2007), entre ellos España (Madroño *et al.* 2004), debido principalmente a la gran cantidad de apoyos peligrosos todavía por detectar y corregir.

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 tomado en cuenta por los científicos (*p.e.* Cornwell y Houchbaum 1971; Anderson 1978; Avery 1979; James y Haak 1979; McNeil *et al.* 1985). En el caso de 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 y Alonso 1999; Janss y 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 y 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 existen dudas 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 y Zink 2011), otros autores señalan 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, aquellos con alta carga alar (por ejemplo, avutardas, grullas, cigüeñas, pelícanos, 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 y 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 y Ferrer 1998; Prinsen *et al.* 2011a).

Dada 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 y 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.e.* Scott *et al.* 1972; Janss *et al.* 1999; Anderson 2001) mientras que otros indican una reducción aproximada de entre el 60% y el 80% (por ejemplo Alonso *et al.* 1994; Bevanger y 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: Marco legislativo

En un primer momento, debido a la elevada mortalidad detectada en algunos puntos negros, tanto las administraciones como las propias compañías eléctricas entendieron la necesidad de realizar correcciones y modificaciones. En un primer momento las correcciones se realizaron de manera puntual, principalmente en las zonas que habían sido estudiadas y que se había detectado alta mortalidad. Pero con el aumento de las investigaciones que mostraron que era un problema ampliamente extendido en España, se hizo necesario adoptar una legislación que promoviera una serie de medidas preventivas para minimizar los accidentes (Ferrer 2012). Dicho esfuerzo se vió 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 las comunidades autónomas (Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha, Extremadura, Madrid, Navarra y La Rioja) contaban con una normativa antes de la aprobación de la ley nacional en el año 2008.

El día 13 de 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 (CEEAA).

Según el RD las Zonas de Protección establecidas serían: 1) las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), 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, sobre todo porque fue acompañado de un plan de inversiones, que entre 2011 y 2013 contó con un total

presupuestado de 45 Mill. de euros, para la corrección de los tendidos eléctricos situados en estas zonas (<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.

Es conocido que no todos los apoyos tienen igual peligrosidad, la mortalidad se concentra en unos apoyos concretos (Mañosa 2001) y además, estos apoyos se encuentran agregados espacialmente en unas líneas con elevada mortalidad (Guil *et al.* 2011). Estas características nos permiten pensar que sería posible modelar espacialmente este riesgo a gran escala con el fin de localizar áreas de mayor riesgo y concentrar allí la búsqueda de apoyos peligrosos. Además, partiendo desde esta metodología, se puede evaluar la prioridad de unas zonas a corregir con respecto a otras dependiendo de las especies susceptibles de morir electrocutadas, para ello es necesario disponer de información detallada de la distribución, las áreas de campeo, dispersión y nidificación de las especies sensibles. Por otra parte, para la correcta consecución de este objetivo es esencial la aplicación de modelos estadísticos espaciales que nos permitan modelar estas variables y actuar en consecuencia.

1.4 Modelos espaciales y su uso en conservación

Los procesos naturales ocurren en un sistema espacio-temporal determinado, del estudio de los patrones espaciales y cómo éstos intervienen en procesos naturales se ocupa la ecología espacial. Esta disciplina proporciona soluciones a aspectos conceptuales clásicos de la ecología como son los estudios de coexistencia de especies (Levin 1977), dinámicas de

huésped-parasitoide (Hassell y Wilson 1997), genética de poblaciones (Antonovics *et al.* 1997) o la teoría de metapoblaciones (Hanski 1999).

La ecología espacial se basa en la formulación de modelos que son representaciones matemáticas simplificadas de la realidad. Los modelos espaciales se dividen en dos grandes grupos, los modelos espacialmente implícitos y espacialmente explícitos. Los primeros son modelos más simples que consideran los análisis espaciales sin considerar la localización específica o la geometría de los elementos o procesos analizados. Por el contrario, los modelos espacialmente explícitos sí incorporan reglas detalladas en el modelo espacial de tal forma que cada especie y/o proceso ecológico posee coordenadas o restricciones espaciales determinadas (Zavala *et al.* 2006). 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*) aunque 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, predación, etc...). El resultado de estos modelos se conocen como mapas de idoneidad de hábitat o de hábitat potencial (*habitat suitability maps*) (Kearney 2006). Las técnicas empleadas pueden utilizar datos de sólo presencias (Zaniewski *et al.* 2002; Ottaviani *et al.* 2004; Olivier y Wotherspoon 2006; Tsoar *et al.* 2007), de presencias y ausencias (Manel *et al.* 2001; Elith *et al.* 2006; Graham *et al.* 2008) o datos de abundancia (Guisan *et al.* 1998; Guisan y Harrell 2000; Leathwick 2001; Pearce y Ferrier 2001; Cawsey *et al.* 2002). Los algoritmos matemáticos utilizados en el modelado son variados y están en continuo desarrollo. Entre las herramientas más frecuentemente empleadas destacan las técnicas discriminantes, aquellas que necesitan datos de presencia y ausencia, como por ejemplo, las técnicas de clasificación CART (Breiman 1993), los modelos lineales generalizados GLM (McCullagh y Nelder 1989), los modelos aditivos generalizados

GAM (Hastie y Tibshirani 1986) y los recientes modelos Bayesianos (Chakraborty *et al.* 2010). Por otra parte, dentro de las técnicas discriminantes algunos programas utilizan sólo datos de presencias, pero generan sus propias *pseudo*-ausencias para modelar, como es el caso del modelo de máxima entropía MaxEnt (Phillips *et al.* 2006). El otro gran grupo de métodos de modelado son aquellos que sólo necesitan datos de presencia, se conocen como técnicas descriptivas, pueden basarse en investigaciones previas o en la opinión de expertos. Entre ellas encontramos las envueltas geográficas (Worton 1995), los estimadores de densidad *kernel* (Seaman y Powell 1996), las envueltas ambientales como BIOCLIM (Busby 1986), los métodos de distancia como DOMAIN o MADIFA (Calenge *et al.* 2008) y, uno de los más utilizados, el análisis de Nicho Ecológico ENFA (Hirzel *et al.* 2002). Además de estas dos técnicas básicas (análisis discriminantes y descriptivos) existen otras que combinan ambas aproximaciones como son los algoritmos genéticos GARP (Stockwell y Peterson 1999) o las técnicas multirrespuesta, que utilizan como ausencias aquellos lugares en donde no se ha encontrado la especie estudiada pero están presentes otras especies relacionadas, como son los MARS-multirrespuesta o las redes neuronales multirrespuesta (Elith y Leathwick 2009).

Los modelos de distribución de especies son una herramienta con amplias aplicaciones en problemas de ecología general, 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 y Guisan 2006), de la distribución de especies en el pasado (Benito-Garzón *et al.* 2007), de los patrones de diversidad (Ortega-Huerta y Peterson 2004; Ferrier *et al.* 2007), entre otras. Su versatilidad ha sido aprovechada en problemas de conservación como por ejemplo para evaluar el riesgo potencial por la introducción de especies invasoras (Kolar y Lodge 2002; Peterson 2003; Fitzpatrick *et al.* 2007; Richardson y Thuiller 2007; Broennimann y Guisan 2008; Gormley *et al.* 2011), los posibles efectos del cambio climático (Iverson *et al.* 1999; Peterson *et al.* 2002; Araújo *et al.* 2005; Araújo *et al.* 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 y Williams 2000; Margules y Pressey 2000; Ortega-Huerta y Peterson 2004; 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).

En este sentido, la aplicación de los modelos espaciales al estudio de los patrones de mortalidad de aves en tendidos eléctricos, nos permitirá evaluar en qué manera se relaciona la configuración espacial del paisaje y la presencia de especies sensibles en el riesgo de electrocución en tendidos peligrosos. Además, permitirá elaborar un mapa predictivo sobre el área de estudio con el fin de obtener las zonas de riesgo potencial. Estos modelos pueden ser

utilizados con el objetivo de diseñar áreas de protección y focalizar las acciones de conservación con el fin de optimizar la inversión de los recursos.

1.5 Objetivo de la Tesis

Esta tesis plantea abordar desde el punto de vista de la biología de la conservación el estudio de los efectos de las infraestructuras humanas sobre las poblaciones de especies amenazadas, el desarrollo de medidas encaminadas a la minimización de los impactos y de la protección y recuperación de las mismas.

El objetivo general es estudiar factores espaciales relacionados con la electrocución de la avifauna en tendidos eléctricos, construir un modelo para identificar las áreas prioritarias para la corrección de tendidos eléctricos y optimizar los métodos de muestreo.

Los objetivos específicos son:

- Estudiar los patrones espaciales de la ocurrencia de los casos de electrocución en relación a los espacios protegidos actualmente declarados.
- Construir modelos predictivos del riesgo de electrocución para la determinación de las áreas prioritarias para la implementación de las medidas de mitigación.
- Evaluar la sensibilidad temporal y la sensibilidad dependiente del modelo estadístico en los modelos predictivos de las áreas prioritarias.
- Validar con datos reales los resultados de los modelos predictivos y estudiar las variables que mejoran las predicciones
- Evaluar el uso de los análisis de redes sobre los patrones de electrocución de una comunidad de aves como método para valorar e identificar especies indicadoras de la mortalidad

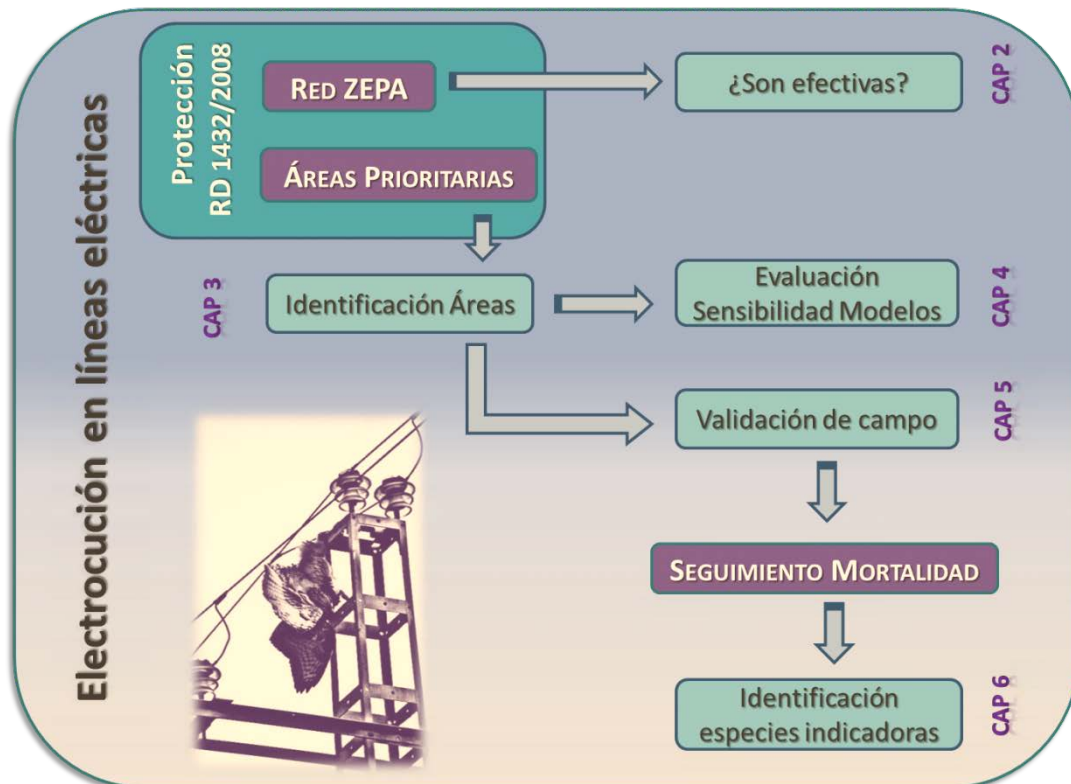


Figura 1.2. Esquema de la estructura y del contexto general de esta tesis.

1.6 Estructura de la Tesis

Para abordar los objetivos, general y específicos, de esta memoria, el cuerpo del documento se estructura en una introducción (**Capítulo 1**), cinco capítulos y un capítulo de discusión general y conclusiones. De este modo, en el **Capítulo 2** se evalúan los patrones espaciales de mortalidad de aves por electrocución con respecto a las zonas de especial protección para las aves (ZEPA), con el fin de evaluar si la red de áreas protegidas incluye las zonas de mayor mortalidad. En el **Capítulo 3** se elaboran los modelos espaciales para la identificación de las áreas prioritarias para la corrección de tendidos eléctricos. En el **Capítulo 4** se realiza una evaluación de la sensibilidad del modelo comparando la estabilidad de las predicciones con las obtenidas utilizando una metodología diferente y con un conjunto de datos tomados en un periodo de tiempo distinto. En el **Capítulo 5** se realiza una validación en el campo de las áreas prioritarias seleccionadas en los modelos del Capítulo 3 y se evalúa que variables descriptoras del área y de la red de tendidos eléctricos de cada área permiten mejorar la predicción de los modelos. Finalmente, en el **Capítulo 6** se estudia la posibilidad de identificar especies indicadoras que describan el patrón de electrocución de una comunidad de aves con el fin de optimizar el trabajo de seguimiento de la mortalidad.

1.7 Áreas de Estudio

El presente estudio se realizó a dos niveles, para evaluar los tres primeros objetivos de la tesis se utilizó como área de estudio toda la Comunidad Valenciana, mientras que para estudiar el problema de los tendidos sobre las población de búho real y sobre los patrones de la comunidad de aves se utilizó como área de estudio la Sierra de Escalona y la Dehesa de Campoamor.

La Comunidad Valenciana

Esta región ocupa una extensión de 23.655 km² en el este de la Península Ibérica (Figura 1). Es una región relativamente montañosa, la altitud media es de 396 msnm y la máxima 1.839 msnm. La mayor parte del área de estudio muestra un clima mediterráneo típico, salvo en el área interior dónde es mediterráneo continental y en el extremo sur que es mediterráneo seco. La precipitación media anual se encuentra entre los 200 a 850 mm (Pérez-Cueva 1994).

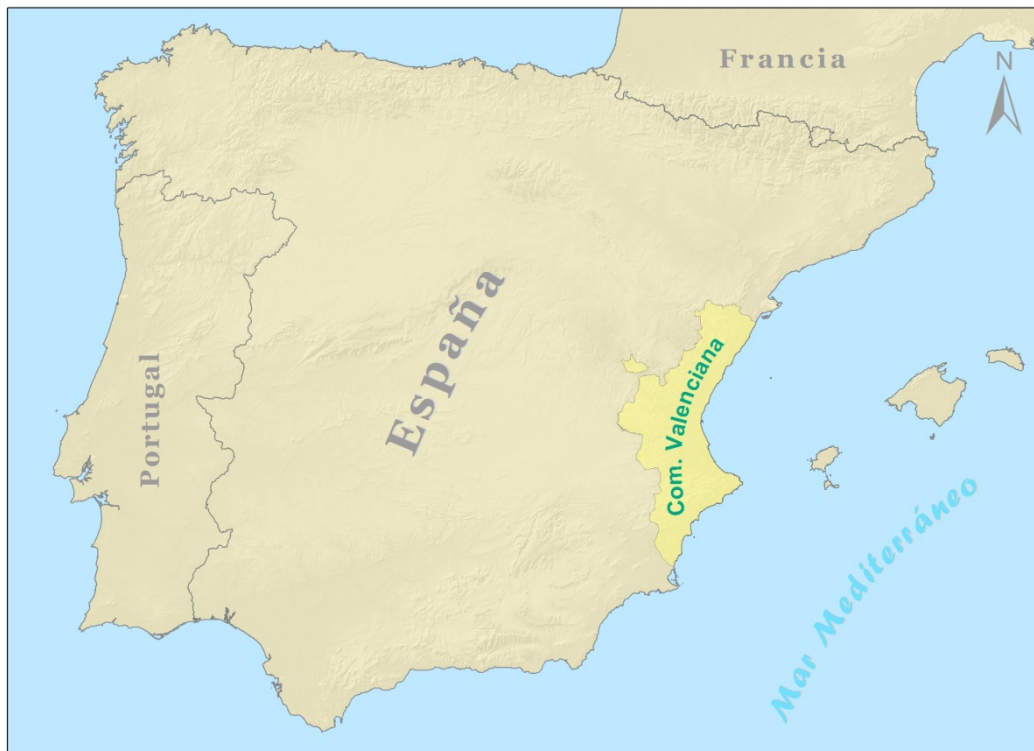


Figura 1.3. Localización de la Comunidad Valenciana en la Península Ibérica.

La litología de la Comunidad Valenciana está compuesta fundamentalmente por calcarenitas y margas, aunque también hay una proporción importante de calizas y materiales sedimentarios cuaternarios. La comunidad cuenta con una costa de 518 km. La red hidrológica destaca las cuencas de los ríos Júcar y Segura. Las cadenas montañosas que delimitan por el oeste la Comunidad Valenciana son los sistemas Ibérico y Bético. El sistema Ibérico es el que ocupa más extensión de la frontera oeste abarcando las provincias de Castellón, Valencia y buena parte de Alicante. En este sistema nacen los ríos que aportan más recursos hídricos a la Comunidad Valenciana, Mijares, Turia y Júcar. La frontera oeste del sur de la provincia de Alicante está ocupada por la parte final del sistema Bético.

La vegetación natural es predominante xerófila mediterránea, dominada por pinares de *Pinus halepensis* y *P. sylvestris* y matorral mediterráneo. Actualmente, el 30% de la superficie es cultivable, unas 700.000 hectáreas, mientras que el 1% está dedicado a pastos y pastizales. Dentro de la superficie cultivada, los leñosos suponen un 75% del total (principalmente cítricos 50%) y los herbáceos, el 11% (MAGRAMA 2012). Espacialmente, los cultivos de regadío ocupan una parte muy importante de las zonas bajas y de relieves llanos de toda la región, mientras que las zonas urbanas dominan la zona litoral. Durante las últimas tres décadas, la intensificación agraria y la transformación de los usos del territorio, han sido tanto por su extensión como por su importancia socioeconómica, los mayores cambios acaecidos en el levante peninsular. En este proceso, ha sido particularmente decisivo la situación de esta región en la península ibérica y la presencia de amplias zonas cultivadas. La transformación de los usos agrarios tradicionales (cultivos mixtos de frutales de secano como almendros, olivo y algarrobos) con parcelas de cereal y viñas a otros usos más intensivos (cítricos y otros cultivos en regadío) ha sido propiciada por la llegada de recursos de otras regiones geográficas.

Sierra Escalona y su entorno

La segunda área de estudio se sitúa en el sur de la provincia de Alicante, en la comarca de la Vega Baja del Segura, lindando con la provincia de Murcia. Se trata de una extensión de 420 km² aproximadamente, que incluye los montes, campos y cabezos situados al sur de la ciudad de Orihuela hasta la costa de Torreveja y Pilar de la Horadada. (Figura 1.4).

La Sierra Escalona se encuentra en el sureste de la Península Ibérica, la región más árida del continente europeo (Capel 2000). El clima es Mediterráneo xérico oceánico (Mexo), el piso bioclimático es de termotipo termomediterráneo superior y ombrotipo semiárido (Rivas-Martínez *et al.* 2004). Muestra una escasa precipitación media (280 ± 40 mm/año),

elevada insolación media ($6200 \pm 100 \text{ MJ/ m}^2 \text{ año}^{-1}$), temperatura media moderadamente elevada ($18 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$) y práctica ausencia de heladas durante todo el invierno (Pérez-Cueva 1994).



Figura 1.4. Situación del Área de Estudio en el sur de la Comunidad Valenciana.

La zona está constituida por materiales de origen sedimentario (areniscas, margas y yesos), formando parte de la Cuenca Neógena del Mar Menor. El paisaje es suave con algunas pequeñas elevaciones que apenas sobrepasan los 300 m.s.n.m. La vegetación natural está formada por pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y matorral mediterráneo formado principalmente por espino negro (*Rhamnus lycioides*), lentisco (*Pistacea lentiscus*), romero (*Rosmarinus officinalis*), jaras (*Cistus albidus* y *C. monspeliensis*), esparto (*Stipa tenacissima*), *Globularia halipum*, *Thymelaea hirsuta* y los tomillares, comunidades de caméfitos de escasa cobertura formados por especies como la albaida (*Anthyllis cytisoides*), el rabo de gato (*Sedum sediforme*) y el cantueso (*Thymus moroderi*); y en zonas más termófilas palmitos (*Chamaerops humilis*) (Pedauy 2010).

Respecto a la fauna, sin duda el principal valor de este espacio es la abundante población de conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), ya que su presencia es clave para el

mantenimiento de una rica y variada comunidad de depredadores. Destaca especialmente por ser una de las zonas más importantes en la Península para el asentamiento temporal de ejemplares juveniles y no reproductores de águila real y águila perdicera. En el caso del águila perdicera, se ha podido comprobar que el área acoge individuos no reproductores procedentes de Alicante y Murcia, pero también de otras zonas de Europa como Cataluña y Sur de Francia. (Sánchez-Zapata *et al.* 2003). También es muy importante la población reproductora de búho real, recientes estudios indican que en esta zona se alcanzan densidades muy elevadas de individuos territoriales nunca antes descritas para la especie (Pérez-García *et al.* 2012). Además, la zona alberga una importante población nidificante de busardo ratonero (*Buteo buteo*) y algunas parejas reproductoras e invernantes de águila calzada (*Aquila pennata*) y culebrera europea (*Circaetus gallicus*) (Sánchez-Zapata *et al.* 2003). Pero no sólo es importante para grandes aves, esta sierra alberga poblaciones nidificantes de otras pequeñas especies, como la curruca rabilarga (*Sylvia undata*), el alcaraván (*Burhinus oedicephalus*) o la cogujada montesina (*Galerida theklae*), incluidas en la Directiva Aves” (79/409/CEE). Con respecto a los mamíferos, la zona mantiene una población muy abundante de gato montés (*Felis silvestris*) además de gineta (*Genetta genetta*), tejón (*Meles meles*) y zorro (*Vulpes vulpes*).

Estas características fueron suficientes para que la zona fuera designada como Área de Importancia para las Aves (IBA nº 168 Monte del Valle y las Sierras de Altaona y Escalona. Murcia y Alicante), donde se incluyeron un total de 24.000 ha, de las cuales 14.800 ha pertenecen a Murcia y 9.200 ha a Alicante. Además, esta zona figura en el Atlas Mundial de Áreas Importantes para las Rapaces Migradoras desde el año 1993. En el año 2001 fue declarado Lugar de Interés Comunitario LIC de la Unión Europea por la Generalitat Valenciana en aplicación de la Directiva Europea de Hábitats. En septiembre del año 2006 se aprobó el inicio de los procedimientos para la declaración de la Sierra Escalona y Dehesa de Campoamor como Parque Natural de la Comunidad Valenciana, máxima figura de protección que contempla la Ley de Espacios Naturales de la Comunidad Valenciana, y en junio del año 2009, fue declarada como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), ocupando una extensión de 10.407 ha.

El paisaje de Sierra Escalona se caracteriza por un marcado uso agrícola, principalmente cítricos y, en menor medida, algunas parcelas de cultivos tradicionales en secano (almendros, olivos y algarrobas) los cuales frecuentemente son acompañados por cereal con fines cinegéticos (Figura 1.5). En la zona de sierra aparece una importante masa forestal, que se entremezcla con parcelas agrícolas. Tras la construcción, a principios de los

años 80, del Embalse de la Pedrera y del Canal de Cartagena, se produjo un notable incremento de la superficie regable en el sur de esta comarca. De este modo, la necesidad de energía eléctrica para estos nuevos cultivos, junto a la fuerte expansión del turismo, fueron los responsables de la instalación de gran número de líneas eléctricas en la década de los 80 y principios de los 90. La conjunción de estas dos características: elevada presencia de rapaces y la instalación de una densa red de tendidos eléctricos, han convertido este espacio en uno de los principales puntos negros de mortalidad por electrocución en España (Izquierdo *et al.* 1996; 1997; Sánchez-Zapata *et al.* 2003; Pérez-García 2009; Pérez-García *et al.* 2011; 2012).



J.M. Pérez-García

Figura 1.5. Vista Panorámica del piedemonte de la Sierra de Escalona. Los cultivos de secano se concentran principalmente en la pedanía de Torremendo.

Capítulo 2



J.M. Pérez-García

Conservar fuera de Espacios Protegidos: el efecto borde y la electrocución de avifauna en la periferia de las Zonas de Especial Protección para las Aves¹

2.1 Introducción

En 1979, la Comunidad Europea adoptó una Directiva específicamente destinada a la conservación de las aves silvestres, la “Directiva Aves” (79/409/CEE). Esta normativa instó a los países miembros a la declaración de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs), destinadas fundamentalmente a la preservación de aquellas especies catalogadas como raras o vulnerables en el ámbito comunitario (ver Anexo I de dicha normativa). Años más tarde, en 1992, se aprobó la “Directiva Hábitats” (92/43/CEE), que vino a complementar y consolidar la anterior mediante, entre otras herramientas, la integración de las ZEPAs en una red de espacios protegidos coordinados internacionalmente, denominada “Red Natura 2000”. Como resultado, la red europea de ZEPAs se ha convertido en el estandarte de las reservas para la avifauna a escala continental, absorbiendo buena parte de los recursos económicos, legislativos y humanos destinados a la conservación de las aves.

La electrocución en líneas de transporte y distribución eléctrica es una de las amenazas más importantes para la avifauna a escala mundial (Ferrer y Janss 1999; APLIC 2006; Lehman *et al.* 2007), afectando muy significativamente a las grandes rapaces (Ferrer *et al.* 1991; Janss y Ferrer 1999; Ledger y Hobbs 1999; Janss y Ferrer 2001; Sergio *et al.* 2004; González *et al.* 2007; Moleón *et al.* 2007; Tintó *et al.* 2010), un grupo faunístico globalmente amenazado (BirdLife International 2004). España es uno de los países líderes en investigación aplicada y de gestión en relación con el impacto de la electrocución en la avifauna (Ferrer y Janss 1999; Lehman *et al.* 2007), pero la legislación relativa a la protección de las aves contra electrocución ha sido

¹ Una versión de este artículo fue publicada en la revista “Bird Conservation International” con el título: “Conserving outside protected areas: avian electrocutions in the periphery of Special Protection Areas for birds”. Pérez-García *et al.* 2011

débilmente desarrollada, salvo en algunas comunidades autónomas, y no fue hasta 2008 cuando se adoptó una legislación nacional (RD 1432/2008).

De acuerdo con la tradición europea de conservación basada en reservas, la última normativa española designa a las ZEPAs como las áreas prioritarias para la corrección de las infraestructuras de transporte eléctrico, pero estas áreas no son las únicas incluidas en el reglamento nacional, ya que este también incluye las zonas contenidas en los planes de acción para especies amenazadas, así como otras áreas importantes para la reproducción, alimentación, dispersión y asentamiento temporal de especies catalogadas. A pesar de esto, las ZEPAs son las únicas áreas explícitamente definidas y protegidas por la ley y la delimitación de las áreas en base a los otros criterios depende enteramente de la variable aplicación, por parte de los gobiernos regionales, en la identificación de las mismas, lo que en muchos casos puede reducir el énfasis en aquellas áreas que se encuentren fuera de la red. Aunque las ZEPAs son sin duda muy importantes para la conservación de las aves, se desconoce si estas zonas son las más adecuadas para dirigir la acción preventiva contra este problema, es decir, en términos de conservación si son las áreas que mejor optimizan la inversión en recursos frente a la reducción en el número de víctimas por electrocución. Desafortunadamente, carecemos de una evaluación sobre la eficacia real de las ZEPAs como instrumentos para combatir las electrocuciones existentes.

En este trabajo exploramos a escala regional la incidencia de la electrocución de aves en tendidos eléctricos dentro y fuera de las ZEPAs con el objetivo de determinar la idoneidad de estos espacios como dianas de la estrategia estatal española.

2.2 Material y Métodos

El área de estudio fue la Comunidad Valenciana (CV) que ocupa una superficie de 23.655 km² y está situada en la costa este de la Península Ibérica. La red ZEPA de esta comunidad está formada por un total de 43 reservas que ocupan el 31% del territorio terrestre valenciano (DOGV 2009/6699).

Entre enero del año 2000 a abril del año 2010 se recopilieron todos los registros aves muertas o heridas por electrocución procedentes de (a) los Centros de Recuperación de Fauna (CRF) de la Comunidad de Valencia y (b) la compañía eléctrica Iberdrola S.A., De las aves que ingresaron en los CRF con indicios de electrocución, se comprobó la causa de la lesión o la

muerte mediante inspección visual o necropsia realizada por el personal cualificado de los centros (Haas 1993).

Iberdrola S.A., es la compañía eléctrica más grande de la región, con cerca del 90% de las líneas eléctricas de media y baja tensión. Por lo general, cuando un ave se electrocuta, si la intensidad de la descarga eléctrica es media-alta y su duración es superior a 2 segundos, se produce un fallo en la fuente de alimentación que queda registrado por la empresa. Cuando esto ocurre la empresa envía un equipo de campo al lugar para determinar la causa y registrar los detalles de cada incidente, incluyendo la identificación de la especie en el caso que las interrupciones hayan sido causadas por aves. Dado que no dependen de que alguien azarosamente se encuentre el ave y que además llame al CRF, los datos de la compañía eléctrica pueden ser considerados espacialmente no sesgados. Para ambas fuentes de datos, únicamente se utilizaron aquellos registros que contenían las coordenadas del lugar donde se produjo la electrocución. Los registros se agruparon según dos grupos taxonómicos: “rapaces” (tanto diurnas como nocturnas) y “no rapaces” (resto de especies). Para cada registro se anotó si se encontraba dentro o fuera de una ZEPA y se calculó la distancia al borde de la ZEPA más cercana utilizando un sistema de información geográfica (ArcGIS 9, ESRI 2009). Antes de realizar los análisis, se comprobó que no existieran datos duplicados entre los CRF y la compañía eléctrica (hecho que ocurre con relativa frecuencia). Los datos duplicados fueron eliminados de la serie de datos de los CRF (a priori la fuente de datos sujeta a un mayor sesgo espacial).

Se utilizaron pruebas de la Chi-cuadrado ($\alpha = 0,05$; utilizando la corrección de Yates para la continuidad en caso de necesitarse) para explorar las diferencias en la frecuencia de electrocución entre (a) los grupos taxonómicos, rapaces vs no rapaces, independientemente de su origen geográfico, (b) dentro y fuera de ZEPA sin distinguir grupos taxonómicos y (c) dentro y fuera de las ZEPA, distinguiendo entre grupos taxonómicos. Después de agrupar los registros en las bandas 2,5 kilómetros tanto dentro como fuera de la ZEPA más cercana (contabilizados desde el borde), se comparó la distribución de d) la frecuencia de aves electrocutadas observada frente a la distribución esperada.

Para las comparaciones de b) y c), el número total de electrocuciones fue estandarizado frente al área ocupada por cada una de las dos áreas consideradas (dentro vs fuera de las ZEPA). Para la comparación d), la frecuencia esperada se calcula en función de (1) la superficie abarcada en cada intervalo de 2,5 km y (2) de la longitud de la red de líneas de distribución (de segunda y tercera categoría, 30-66 kV y <30 kV respectivamente), las que

poseen un mayor riesgo de electrocución. Esta longitud se obtuvo a partir de los datos de distribución de las líneas proporcionados por las compañías eléctricas en cada uno de los intervalos espaciales considerados. Todos los análisis se realizaron en forma conjunta y por separado para cada una de las dos fuentes de datos, CRF y la compañía eléctrica para evaluar si existen sesgos en las fuentes.

2.3 Resultados

Se recopilaron un total de 400 registros de aves electrocutadas, 286 (71,5%) procedentes de los centros de recuperación de fauna y 114 (28,5%) de la compañía eléctrica (Tabla 2.1). Las rapaces fueron significativamente el grupo taxonómico afectado en mayor medida, de modo que protagonizaron el 82,5 % del total de electrocuciones frente al 16,0% correspondiente a aves no rapaces (principalmente ciconiformes, láridos y columbiformes; $\chi_6^2 = 25,7$; $p < 0,01$); el 1,5% de los ejemplares no pudo ser identificado. Sin embargo, se encontraron diferencias en el porcentaje de rapaces encontrado entre las dos fuentes de datos; los incidentes que afectaban a rapaces constituían menos del 60% en los registros de la compañía eléctrica, mientras que, en los datos del CRF esta cifra aumentó hasta 91,3% ($\chi_1^2 = 49,60$, $p < 0,01$). Esta discrepancia probablemente se deba al hecho de que la información recogida en los CRF se encuentra sesgada hacia las especies de mayor interés para la conservación (por ejemplo las aves rapaces).

Las electrocuciones fueron más frecuentes fuera de las ZEPAs, tanto para el conjunto total de datos (82,5% vs 17,5%; $\chi_1^2 = 18,22$, $p < 0,001$), como separados por fuente de procedencia: CRF (80,4% vs 19,6%; $\chi_1^2 = 9,86$, $p < 0,01$) y compañía eléctrica (86,0% vs 14,0%; $\chi_1^2 = 9,40$, $p < 0,01$). También se encontraron diferencias en la tasa de electrocución comparando dentro y fuera de las ZEPAs por grupos taxonómicos, ya sea para ambas fuentes de datos (rapaces: $\chi_1^2 = 14,86$, $p < 0,001$; no rapaces: $\chi_1^2 = 2,90$, $p = 0,08$), como por separado: CRF (sólo rapaces: $\chi_1^2 = 11,57$, $p < 0,001$; no rapaces: $\chi_1^2 = 0,08$, $p = 0,77$) o de la compañía eléctrica (rapaces: $\chi_1^2 = 3,29$, $p = 0,07$; no rapaces: $\chi_1^2 = 7,42$, $p < 0,01$).

No se observaron diferencias en la distribución espacial de las electrocuciones entre cada fuente de datos en función de las bandas de distancia a las ZEPAs ($\chi_6^2 = 7,45$, $p = 0,3$). Esto sugiere que no existió un sesgo en los datos recogidos por el centro de recuperación de aves y la compañía eléctrica, y permite validar la utilización los datos de ambas fuentes de manera combinada en los análisis espaciales.

Tabla 2.1 Número de electrocuciones de aves en la Comunidad Valenciana (España) dentro y fuera de la red ZEPA, recopiladas de datos proveniente de la red autonómica de Centros de Recuperación de Fauna (CRF) de la CV y de la compañía eléctrica Iberdrola SA (CE). También se indica si la especie está incluida en el Anexo I de la "Directiva Aves" (79/409/CEE).

Especie	Anexo I	Fuera de ZEPA			Dentro de ZEPA			Total ₁₊₂
		CRF	CE	Total ₁	CRF	CE	Total ₂	
Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)	Si	1	-	1	-	-	-	1
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	Si	10	4	14	2	4	6	20
Culebrera europea (<i>Circaetus gallicus</i>)	Si	6	4	10	-	-	-	10
Aguilucho cenizo (<i>Circus pygargus</i>)	Si	-	1	1	-	-	-	1
Águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>)	Si	7	1	8	1	-	1	9
Águila-azor perdicera (<i>Aquila fasciata</i>)	Si	7	2	9	7	1	8	17
Aguililla calzada (<i>Aquila pennata</i>)	Si	15	1	16	6	1	7	23
Busardo ratonero (<i>Buteo buteo</i>)	no	22	4	26	4	1	5	31
Gavilán europeo (<i>Accipiter nisus</i>)	no	1	-	1	-	-	-	1
Azor común (<i>Accipiter gentilis</i>)	Si	1	-	1	-	-	-	1
Halcón peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)	Si	1	-	1	-	-	-	1
Cernícalo vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	no	41	6	47	5	-	5	52
Búho real (<i>Bubo bubo</i>)	Si	94	31	125	17	4	21	146
Mochuelo europeo (<i>Athene noctua</i>)	no	1	1	2	-	-	-	2
Cárbano común (<i>Strix aluco</i>)	no	-	-	-	1	-	1	1
Lechuza blanca (<i>Tyto alba</i>)	no	1	1	2	1	-	1	3
Rapaz no identificada	-	1	-	1	2	1	3	4
Total rapaces		209	56	265	46	12	58	323
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	Si	-	1	1	-	-	-	1
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	no	1	1	2	1	-	1	3
<i>Ardea</i> sp.	-	1	-	1	-	1	1	2
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	Si	3	10	13	4	-	4	17
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	Si	1	-	1	-	-	-	1
Pavo real (<i>Pavo cristatus</i>)	no	-	1	1	-	-	-	1
<i>Larus</i> sp.	-	-	2	2	-	-	-	2
Paloma bravía (<i>Columba livia</i>)	no	1	12	13	-	1	1	14
<i>Columba</i> sp.	-	1	-	1	-	-	-	1
Tortola turca (<i>Streptopelia decaocto</i>)	no	-	1	1	3	-	3	4
Abubilla (<i>Upupa epops</i>)	no	-	1	1	-	-	-	1
Cuervo común (<i>Corvus corax</i>)	no	5	4	9	1	-	1	10
Grajilla (<i>Corvus monedula</i>)	no	-	1	1	-	-	-	1
Urraca europea (<i>Pica pica</i>)	no	2	-	2	-	-	-	2
Chova piquirroja (<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>)	Si	-	-	-	1	-	1	1
Gorrión común (<i>Passer domesticus</i>)	no	-	1	1	-	-	-	1
Curruca capirotada (<i>Sylvia atricapilla</i>)	no	1	-	1	-	-	-	1
<i>Turdus</i> sp.	no	-	3	3	-	-	-	3
<i>Sturnus</i> sp.	no	3	-	3	-	1	1	4
Total no rapaces		19	38	57	10	3	13	70
Aves no identificadas		2	4	6	-	1	1	7
Total		230	98	328	56	16	72	400

Analizando la distribución espacial de la electrocuciones con respecto al borde de las ZEPAs, detectamos importantes diferencias entre las tasas de electrocución observadas y esperadas entre las diferentes bandas espaciales analizadas ($\chi_6^2 = 44,75$, $p < 0,01$). En particular, se observó que fuera de los límites de las ZEPAs se producía una menor mortalidad de aves frente a la esperada dentro de los límites de la ZEPA (intervalo entre $> 2,5-2,5$ km: $\chi_1^2=28,60$, $p = 0,001$), mientras que en el exterior en la misma, en la banda de 2,5-5 km fuera de la ZEPA, se producía el efecto contrario una mayor mortalidad observada frente a la esperada ($\chi_1^2 = 18,29$, $p < 0,001$, Figura 2.1).

También se observaron diferencias entre la distribución de la frecuencia de aves electrocutadas en cada una de las bandas en función de la longitud de las líneas eléctricas ($\chi_6^2 = 75,47$, $p < 0,001$). Una vez más, el intervalo de 2,5 a 5 km fuera de las ZEPAs acumuló una frecuencia de electrocución particularmente alta ($\chi_1^2 = 18,29$, $p < 0,001$). Aunque en este caso, la banda de 2,5 km hacia el interior de las ZEPAs también mostró una mayor tasa de electrocución de lo esperado ($\chi_1^2 = 12,69$, $p = 0,001$). Por el contrario, entre los intervalos de 5-7,5 y 7,5-10 km fuera de la ZEPA, las electrocuciones se redujeron por debajo de lo esperado (intervalo 5-7,5 km: $\chi_1^2 = 7,89$, $p = 0,005$; intervalo de 7,5-10 km: $\chi_1^2 = 6,08$, $p = 0,01$; Figura 2.1).

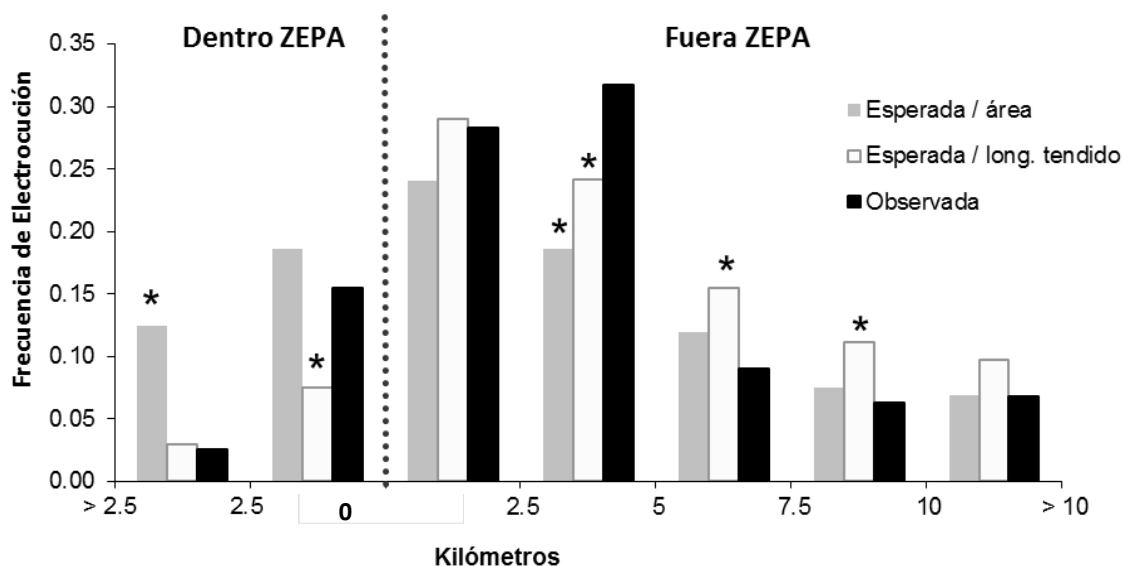


Figura 2.1 Comparación entre las frecuencias observadas y esperadas de las entradas de aves electrocutadas (estandarizado en función del área y de la longitud de tendido eléctrico; ver texto para más detalles) recogidas en los Centros de Recuperación de Fauna de la Comunidad Valenciana y de la compañía eléctrica Iberdrola SA con respecto a la distancia al borde de la ZEPA más cercana.

* Diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las frecuencias observadas y esperadas (test χ^2)

2.4 Discusión

Los esfuerzos invertidos en la gestión de los problemas de conservación causados por la electrocución de aves en tendidos eléctricos promovidos por el Real Decreto 1432/2008, son claramente ineficientes a la hora de corregir el problema a gran escala si únicamente se aplica en la red de ZEPAs. Nuestros resultados mostraron como sólo una pequeña fracción de las víctimas (17,5%) se producen dentro de estas áreas protegidas. Incluso atendiendo exclusivamente a la riqueza de especies afectadas, fuera de las ZEPAs se encontraron más del doble de especies que en el interior ($n_{dentro} = 16$ vs $n_{fuera} = 31$; ver Tabla 2.1). Para ser eficaz, la normativa española de protección contra la electrocución debería reorientarse espacialmente. Las electrocuciones fuera de las ZEPAs no están distribuidas al azar, sino que tienden a concentrarse cerca de los bordes del espacio, lo que permite focalizar el esfuerzo. Si las actividades de corrección se centran en las ZEPAs la reducción máxima en el número de electrocuciones es de aproximadamente un 18 %, mientras que si el mismo esfuerzo se realiza en la banda de 5 kilómetros contigua a cada ZEPA, esta reducción alcanzaría un 60 %. Además, en términos de superficie, la banda propuesta de actuación ocupa una superficie incluso menor a la red de ZEPAs (el 31% frente a 42% de la superficie total de CV respectivamente). En un estudio llevado a cabo recientemente en Cataluña (NE de España), Tintó *et al.* (2010) encontraron más aves electrocutadas en los alrededores de espacios protegidos que dentro de los mismos, apoyando la hipótesis de que esto no es sólo un patrón o un problema regional. Estos casos de estudio son un ejemplo claro de que las estrategias regionales o estatales contra la electrocución deben basarse en estudios detallados y sistemáticos a partir de registros de mortalidad obtenidos dentro de todo el área de actuación.

Uno de los factores que podrían determinar el desequilibrio espacial en la frecuencia de electrocución podría estar relacionado con la mayor presencia relativa de líneas eléctricas el exterior de las ZEPAs que dentro de las mismas ($\chi_{10}^2 = 5699,33$, $p < 0,001$), lo que a su vez es un reflejo de las políticas de conservación dentro de estos espacios naturales. Sin embargo, la distribución espacial de las líneas eléctricas no explica por completo el patrón observado, ya que como hemos dicho, la frecuencia de electrocución fue superior a la esperada por el número de líneas eléctricas. Este patrón puede ser el resultado de la interacción de dos factores fundamentales: (1) una mayor presencia de aves en las zonas de borde de las ZEPA y/o (2) un mayor uso de las torres de alta tensión en las zonas limítrofes (Janss y Ferrer 1999; Mañosa 2001; APLIC 2006; Tintó *et al.* 2010). La mayoría de las ZEPAs se delimitaron en base a

un único criterio, como es la localización de áreas de nidificación de especies incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves. Tradicionalmente, los hábitats de reproducción de gran parte de estas especies están o han sido asociados con áreas relativamente naturales y con baja influencia humana, de tal manera que la inclusión de áreas agrestes, tales como montañas o áreas forestales, se vieron favorecidas sobre otros hábitats, como por ejemplo las zonas agrícolas, durante el proceso de selección de las ZEPAs. Sin embargo, los estudios de selección de hábitat de rapaces en el Mediterráneo han demostrado que la mayoría de las especies que asociadas a zonas forestales seleccionan preferentemente, a nivel de paisaje, áreas que tengan ecotonos de vegetación natural y espacios agrícolas (Sánchez-Zapata y Calvo 1999; Bustamante y Seoane 2004), donde sus presas son más abundantes. Además, también se ha demostrado cómo las rapaces que se reproducen en el interior de ZEPAs utilizan con frecuencia áreas de campeo situadas fuera de ellas (*p.e.* Carrete y Donázar 2005; Martínez *et al.* 2007; Calvo *et al.* 2012). De este modo, las áreas limítrofes a las ZEPAs constituyen un área de ecotono entre los hábitats naturales presentes en el interior y las zonas más transformadas del exterior (principalmente campos agrícolas), donde la presencia y utilización por las aves es elevada. Por otra parte, la relativa escasez de posaderos naturales fuera de las ZEPAs, debido a que estas zonas suelen ser más llanas y con menos arbolado, conduce a un mayor uso de perchas artificiales (como por ejemplo, postes eléctricos), lo que aumenta el riesgo de mortalidad por electrocución, y puede convertir a estas zonas en trampas ecológicas (Gates y Gysel 1978).

Varios factores podrían sesgar nuestros resultados (Ferrer y Janss 1999; Lehman *et al.* 2007), por ejemplo, que se hayan realizado programas anteriores de corrección de líneas eléctricas o que las líneas eléctricas dentro de las ZEPAs sean menos peligrosas que las instaladas en el área adjunta inmediatamente. Sin embargo, hasta la fecha no ha habido ningún programa general de corrección de tendidos eléctricos en la Comunidad Valenciana (salvo algunas excepciones en líneas muy concretas y en tramos de pequeña longitud), y aunque no disponemos de los datos reales, no hay indicios de que la configuración de la cruceta de los apoyos eléctricos sea en promedio, diferente entre las líneas situadas dentro y fuera de la ZEPAs. La ausencia de diferencias en la configuración de los apoyos dentro y fuera de las reservas podría deberse a que la gran mayoría de los tendidos eléctricos se instalaron antes de que estos espacios fueran declarados, y más aún, si tenemos en cuenta que el uso de un diseño u otro (al menos durante el período estudiado, y antes de la entrada de las nuevas normas anti-electrocución) dependía de criterios no relacionados con las políticas de conservación, sino estrictamente técnicos o económicos.

Por otra parte, el que se produjeran sesgos en los registros de aves electrocutadas entre las dos fuentes de datos también podría invalidar las conclusiones. Sin embargo, los datos de los centros de recuperación de fauna no difirieron espacialmente de los recogidos por la compañía eléctrica, que se consideraban imparciales en términos espaciales (ver Métodos). Además, dado que una gran proporción de los individuos electrocutados registrados en los centros de recuperación se encontraron aún con vida (41%), y otra gran parte eran cadáveres muy recientes, y que las aves encontradas por la compañía eléctrica debido a las incidencias en el servicio siempre fueron recogidas en un plazo corto de tiempo, indican que gran parte de los datos fueron localizados rápidamente, por lo que se minimizan los sesgos potenciales debido a una desaparición diferencial de los cadáveres por carroñeo (por ejemplo, debido al contraste de densidades entre áreas). También reduce este sesgo el que las aves más propensas a sufrir electrocuciones son las aves de mediano y gran tamaño (como las aves rapaces), las cuales son más fáciles de encontrar por los observadores y muestran una menor tasa de eliminación de cadáveres por carroñeros comparado con aves de tamaño pequeño (APLIC 2006; Ponce *et al.* 2010).

En conclusión, nuestros resultados parecen ilustrar un problema clásico de efecto borde asociado a un área protegida (Janzen 1986), donde la influencia humana externa puede afectar directamente a la persistencia de las especies protegidas dentro de las reservas (Suárez-Seoane y García-Rovés 2004; Loveridge *et al.* 2007). Del mismo modo, nuestros resultados apoyan la idea de que las estrategias de gestión dentro de los espacios naturales protegidos no pueden ser independientes de las actividades humanas que se realiza en el área colindante que lo rodea (Wells y Brandon 1992; Hansen y DeFries 2007). En el caso de líneas eléctricas con elevado riesgo de electrocución para las aves, incluso parece más valioso (en términos de conservación) invertir en el trabajo de corrección fuera de los espacios protegidos (en nuestro caso las ZEPAs) en lugar de en el interior de los mismos. Por lo tanto, es muy recomendable que las estrategias de conservación de la biodiversidad se adopten basadas en una evaluación previa de su eficacia, lo que se conoce como acciones de gestión basadas en evidencias (Sutherland *et al.* 2004).

Capítulo 3



J.M. Pérez-García

Uso de modelos predictivos espacialmente explícitos para la identificación a gran escala de áreas para la protección de las aves frente a la electrocución.

3.1 Introducción

En el contexto general de crisis ambiental que afecta al planeta, las áreas protegidas han sido reconocidas como unas herramientas eficaces para frenar la pérdida de biodiversidad (Lovejoy 2006). Generalmente, los criterios utilizados para su establecimiento se han basado en la protección de determinadas especies en función de su grado de amenazada, de endemismo o incluso por ser emblemáticas o carismáticas (Lambeck 1997; Williams 1998; Carroll *et al.* 2001). También se han utilizado otros criterios como la riqueza de especies (Polasky *et al.* 2001;) o la protección de los procesos y servicios ecosistémicos (Chan *et al.* 2006). La identificación y el establecimiento de las áreas protegidas es un proceso complejo (Vane-Wright *et al.* 1991), ya que generalmente las áreas con mayores necesidades de conservación no se corresponden con las áreas con mayor riqueza de especies o con las zonas de distribución de especies más sensibles o específicas (Pressey y Nicholls 1989; Rodrigues *et al.* 2004; Pressey 2004; Orme *et al.* 2005). Por este motivo, en las últimas dos décadas han tenido un gran auge la utilización de procesos sistemáticos de selección de espacios (Possingham *et al.* 2001). La utilización de estos procesos en el diseño de espacios protegidos permite optimizar las acciones de conservación sobre las áreas prioritarias a partir de criterios científicos, evitando subjetividades y sesgos de información (Wilson *et al.* 2006; Schmolke *et al.* 2010), por ejemplo, zonas más exploradas o conocidas frente a otras menos estudiadas (Groves *et al.* 2002). Estos modelos pueden estar basados en el análisis de la idoneidad de hábitat de las especies (USFWS 1981), análisis selección multi-criterio (Phua y Minora 2004; Zucca *et al.* 2008) o en algoritmos matemáticos (Cocks y Baird 1989; Williams y ReVelle 1997; Margules y Pressey 2000; Pressey y Cowling 2001; Kingsland 2002; Leslie *et al.* 2003; Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010; Rodríguez-Soto *et al.* 2011).

Los modelos predictivos son herramientas muy empleadas en ecología, ya que permiten responder y plantear cuestiones muy importantes y diversas tales como; la distribución de especies poco conocidas (Guisan y Thuiller 2005; Pearson *et al.* 2007), la distribución de las especies en el pasado (Benito-Garzón *et al.* 2007), los patrones de diversidad (Ortega-Huerta y Peterson 2004; Ferrier *et al.* 2007), los efectos del cambio global sobre la distribución de especies (Peterson *et al.* 2002; Thuiller *et al.* 2008) o incluso para predecir los niveles de flujo genético entre las poblaciones (Tolley *et al.* 2010) entre otras aplicaciones. Los modelos de distribución de especies (SDM) son técnicas numéricas que relacionan las observaciones de presencia de las especies con la información ambiental y / o espacial, con el objetivo de predecir su distribución en función del paisaje en un área determinada (Elith y Leathwick 2009). Estos modelos pueden ayudar en la estimación espacial de la riqueza específica, que puede ser útil para el diseño de espacios protegidos (Carroll *et al.* 2001; Raxworthy *et al.* 2003; Ortega-Huerta y Peterson 2004; Nur *et al.* 2011; Arcos *et al.* 2012, O'Brien *et al.* 2012). Por otra parte, una aplicación mucho menos extendida ha sido la localización de lugares de elevado riesgo de mortalidad para especies a causa de impactos humanos, como por ejemplo en carreteras (Malo *et al.* 2004; Langen *et al.* 2009; Gomes *et al.* 2009) o en parques eólicos (Carrete *et al.* 2012; Santos *et al.* 2013).

La electrocución de aves en tendidos eléctricos es una de las causas de mortalidad no natural más importantes para diversas especies de aves en todo el planeta (Bevanger 1994; 1998; APLIC 1996; 2006; Lehman *et al.* 2007; Prinsen *et al.* 2011a). Son especialmente sensibles las aves rapaces (Ferrer *et al.* 1991; Janss y Ferrer 1999, Bayle 1999; Janss 2000), un grupo que incluye numerosas especies amenazadas (BirdLife International 2004). Durante los últimos años se han realizado avances en el conocimiento de los factores que influyen en el riesgo de electrocución (Janss y Ferrer 2001; Lehman *et al.* 2007), concluyendo que el tamaño y comportamiento del ave, el diseño y el material del apoyo, y el hábitat circundante son algunos de los factores de riesgo más relevantes (Janss 2000; Janss y Ferrer 2001; Mañosa 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011).

Actualmente existe un amplio consenso entre los científicos y gestores sobre cuáles son las medidas de mitigación más efectivas y cómo se deben establecer para corregir este impacto. Consiste en la identificación de los postes más peligrosos y su corrección mediante la sustitución por otros de diseño seguro o mediante el aislamiento de las partes donde potencialmente se pueden producir las electrocuciones. Estas medidas ha dado muestras probadas de reducir significativamente el número de víctimas por electrocución, a la vez que optimiza el uso de los recursos económicos (Tintó *et al.* 2010; López-López *et al.* 2011; Guil *et*

al. 2011; Ferrer 2012). 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 y Ferrer 2001; Mañosa 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011; Dwyer *et al.* 2013). Pero la aplicación de este esquema de selección es inasumible a una escala espacial grande, ya que implica elevados costes, tanto de tiempo como de recursos económicos, debido a la necesidad de caracterización de todas las líneas instaladas y a la inviabilidad económica de cambiar todos los apoyos con diseño peligroso existentes. Por este motivo, parece necesario diseñar un procedimiento que permita detectar las áreas de mayor riesgo sobre las que aplicar las medidas de mitigación. Varios estudios han detectado que los accidentes no se distribuyen al azar sino que se concentran en un porcentaje muy bajo de apoyos (William y Colson 1989; Mañosa 2001; Guil *et al.* 2011). Estos postes se caracterizan por a) tener un diseño calificado como “peligroso”, por ejemplo por la presencia de aisladores o puentes sobre el travesaño superior que aumentan el riesgo de electrocución (Olendorff *et al.* 1981; APLIC 1996; Janss y Ferrer 1999; Janss y Ferrer 2001; Mañosa 2001), y b) estar ubicado en una zona de alto uso o presencia de aves sensibles (Fernández-García 1998; Mañosa 2001; Real y Tintó 2004; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011). Por lo tanto, combinando la elaboración de modelos espaciales de riesgo de electrocución, a partir de la información de mortalidad en tendidos eléctricos, y de la presencia de aves sensibles a este impacto, podríamos predecir las zonas de mayor riesgo. De hecho, esta herramienta sería especialmente útil para la localización de las áreas prioritarias designadas en la reciente normativa estatal -RD1432/2008- de protección de la avifauna contra la electrocución en tendidos eléctricos en España. Esta normativa obliga a las Comunidades Autónomas al establecimiento de unas zonas prioritarias para la protección contra el impacto de los tendidos eléctricos, en las cuales se prohibirá la instalación de nuevos tendidos peligrosos y se focalizarán las acciones de corrección y mitigación del impacto de los tendidos.

La Comunidad Valenciana es una de las áreas dónde se ha detectado una mayor mortalidad de aves por electrocución de la Península Ibérica (Izquierdo *et al.* 1997; Pérez-García 2009) Hasta el año de entrada en vigor de la normativa estatal no existía ninguna estrategia de mitigación a escala regional y únicamente se habían realizado trabajos de carácter local (Pérez-García 2009). En este contexto, los objetivos del presente capítulo son: i) analizar la relación entre los registros de electrocución y la configuración del paisaje, ii) diseñar un mapa de riesgo de electrocución a gran escala. Y dado que los resultados del presente estudio se podrían emplear en la selección de las zonas prioritarias del RD 1432/2008, el

último objetivo es iii) seleccionar las áreas prioritarias de protección en función del mapa de riesgo de electrocución.

3.2 Material y Métodos

Para la identificación de las áreas prioritarias en la Comunidad Valenciana, se procedió a la construcción de dos modelos espaciales. Uno evalúa el riesgo de electrocución en función de la topografía, los usos del suelo y la mortalidad de aves en cuadrículas 1x1 km². El segundo, asigna un valor de sensibilidad a cada cuadrícula en función de la presencia de especies consideradas sensibles por su riesgo potencial de electrocución y status de conservación. 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 y la información de campo de expertos, se identificaron dos grupos de áreas prioritarias. Uno de estos grupos se incorporó directamente a la propuesta final de áreas prioritarias al existir información de campo sobre electrocuciones, mientras que el segundo grupo fue considerado como áreas de información insuficiente y se procedió a la realización de un muestreo para determinar la incorporación de estas áreas a la propuesta final de áreas prioritarias (Ver figura 3.1).



Figura 3.1. Diagrama general del proceso de identificación de las áreas prioritarias en la Comunidad Valenciana

Registros de mortalidad por electrocución

Entre enero del año 2000 y julio de 2009 se recopilaron un total de 1.098 registros de electrocuciones de 51 especies de aves diferentes, procedentes de los Centros de Recuperación de Fauna (CRF) y de las principales compañías eléctricas. Previamente, se depuraron y eliminaron los registros duplicados entre las fuentes.

Del total de registros, el 19 % (n= 419) disponían de la localización exacta de la electrocución (georreferenciada), mientras que para el resto de datos sólo se disponía del término municipal. Las rapaces diurnas y nocturnas supusieron más del 80% de las electrocuciones totales, seguidos por garzas y similares (6,1%), córvidos (4,1%) y palomas (3,5%).

Variables ambientales

El área de estudio se dividió en cuadrículas de 1km², en las cuales se caracterizaron variables topográficas, relacionadas con el uso o el aprovechamiento del suelo y variables de intensificación del territorio (en la tabla 3.1 se incluye la descripción de cada variable utilizada). Para el cálculo de las variables ambientales se utilizó el sistema de información geográfica ArcGIS 9.0 (ESRI 2009) y la extensión *Hawth's Analysis Tools* (Beyer 2004). La distribución de los tendidos eléctricos de media y baja tensión (< 66 kv) fue cedida por las dos empresas eléctricas que operan mayoritariamente en el área de estudio (Iberdrola S.A. y Eléctrica del Maestrazgo S.A.). No fue posible incluir las líneas eléctricas de los propietarios particulares, debido a que la mayoría de ellas no se encuentran disponibles en formato digital. La información de los usos del suelo se obtuvo del Corine Land Cover 2006 y de la Generalitat Valenciana (Servidor cartográfico de la GVA) y la información de alturas y pendientes se obtuvo de un Modelo Digital de Elevaciones con resolución de 30 m (Ver tabla 3.1).

Además, con el fin de evaluar la autocorrelación espacial de los datos ambientales, se incluyó como variables las coordenadas espaciales (x, y) del centro de la cuadrícula más un conjunto de siete co-variables que permiten el análisis de superficie de tendencia "*trend surface analysis*" (x^2 , y^2 , x^3 , y^3 , xy , x^2y , xy^2 ; Legendre 1990; Legendre y Legendre, 1998; Anadón 2007). Posteriormente, se evaluó la colinealidad de todas las variables ambientales mediante el cálculo de los coeficientes de correlación de *Spearman*. Cuando los pares de variables

predictoras se correlacionaron fuertemente ($|rs| > 0,7$) se descartó una de las variables redundantes (Anadón 2007).

Tabla 3.1. Descripción de las variables ambientales utilizadas en los análisis por grupos. Topográficas, Uso y Fragmentación e Intensificación antrópica. Las variables de porcentajes o medias se calcularon sobre la cuadrícula 1km^2 y las variables de distancia se calcularon desde el punto central de la cuadrícula hasta la frontera del uso evaluada más cercana.

Topográficas	
COTA	Altura media (m)
PEND_MED	Pendiente Media (%)
Uso y Fragmentación	
PINAR	Porcentaje de cobertura de pinar (%)
QUERC	Porcentaje de quercíneas (encinares, quejigares...) (%)
MAT	Porcentaje de matorral (%)
REG_FRUT	Porcentaje de cultivos de frutales en regadío (%)
SEC_FRUT	Porcentaje de cultivos de frutales en secano (%)
REG_HERB	Porcentaje de cultivos de herbáceas en regadío (%)
SEC_HERB	Porcentaje de cultivos de herbáceas en secano (%)
REG_TOT	Porcentaje de cultivos en regadío (%)
SEC_TOT	Porcentaje de cultivos en secano (%)
HUM	Porcentaje de humedales o ríos (%)
ERIAL / SIN VEG	Porcentaje de erial o áreas sin vegetación (%)
URB	Porcentaje de uso urbano (%)
DIST_PIN	Dist. al pinar más cercano (m)
DIST_MAT	Dist. al matorral más cercano(m)
DIST_SEC	Dist. al cult. de secano (frut + herb) más cercano (m)
DIST_REG	Dist. al cult. de regadío (frut + herb) más cercano (m)
DIST_CARR	Dist. a la carretera o camino asfaltado más cercano (m)
DIST_URB	Dist. al núcleo urbano más cercano (m)
Tendidos	
TEND	Longitud de líneas eléctricas (media / baja tensión) en cada cuadrícula 1 km^2 (km)
DIST_TEND	Dist. al tendido de media/ baja tensión más cercano (m)
Espacial	
Coord_Y	Latitud (Coordenada Y)
Coord_X	Longitud (Coordenada X)

Construcción de los modelos de riesgo

Se utilizaron Modelos Lineales Generalizados GLM's (McCullagh y Nelder 1989) para el análisis del patrón en la mortalidad de aves por electrocución. Este tipo de modelos de regresión logística permite relacionar la variable de interés, en este caso presencia o ausencia de mortalidad en cada cuadrícula, con variables ambientales tanto continuas como discretas.

En una primera fase, se construyeron modelos univariantes para estudiar la relación de la mortalidad con cada una de las variables que no fueron excluidas del análisis de colinealidad. En este análisis se estudiaron tanto las relaciones lineales como las cuadráticas o unimodales. El resultado muestra la relación existente entre la presencia de electrocuciones y la variable ambiental (positiva +, negativa -, unimodal positiva +- o unimodal negativa -+) junto con la significación (* cuando $p < 0,05$ y ** cuando $p < 0,01$) y el porcentaje de *deviance* explicada (D^2) de cada relación (Anderson y Grible 1998; Cushman y MacGarigal 2002). Para cada análisis se comprobó la sobredispersión de los datos, en el caso de encontrarse se utilizaron modelos de cuasi-verosimilitud (binomial) para la construcción de los mismos (Cameron y Trivedi 1998; Hinde y Demétrio 1998).

En la segunda fase, se elaboró un modelo multivariante del riesgo de electrocución en función de las variables ambientales. El objetivo es encontrar el modelo que mejor explique la mortalidad en cada cuadrícula en función de la combinación de las variables ambientales. Para ello se construyó un modelo con la totalidad de los datos del área de estudio (modelo CV). El análisis de los patrones de mortalidad se realizó comparando una muestra del 75% de las cuadrículas con mortalidad con un número igual de cuadrículas sin mortalidad (Jones 2001). El 25% restante se utilizó para la validación posterior del modelo (Anadón 2007). La elección de las cuadrículas se realizó mediante una selección al azar dentro del área de estudio. El modelo multivariante se obtuvo mediante la eliminación de variables paso a paso (*step by step backward*) y como medida para la selección de variables se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC, Burnham y Anderson 2002).

Posteriormente, se calculó el peso relativo de cada grupo de variables (topográficas, usos del suelo y antrópicas) sobre el modelo multivariante, mediante el análisis de partición de la *deviance* (Bocard *et al.* 1992). Para ello, se calculó la *deviance* explicada por la combinación de cada uno de los tres modelos y se obtuvo el porcentaje de la *deviance* puras para cada una de las tres familias siguiendo los pasos descritos en Anderson y Grible (1998) y en Cushman y MacGarigal (2002).

Tanto para los análisis univariantes como para los modelos multivariantes se utilizó la función de enlace (*logit*) de error Binomial y se empleó el programa de software libre R (versión R 2.14; <http://www.r-project.org/>).

Validación de los modelos predictivos

Para la validación del modelo se utilizaron el 25% de las cuadrículas no seleccionadas en los análisis anteriores. La capacidad predictiva del modelo multivariante fue estimada mediante el cálculo del valor del Área Bajo la Curva (AUC) en un análisis ROC (*Receiver Operating Characteristics*; Fielding y Bell 1997; Manel *et al.* 2001). En este análisis se representan la especificidad, definida como porcentaje de ausencias (en este caso cuadrículas sin electrocución) correctamente predichas, y la sensibilidad del modelo, definida como porcentaje de presencias correctamente predichas (en este caso cuadrículas con electrocución). Valores de AUC de 0,5 a 0,7 indican baja capacidad predictiva, AUC entre 0,7 y 0,9 moderada y AUC mayores de 0,9 muy alta (Swets 1988; Boyce *et al.* 2002).

Para ayudar a interpretar las diferentes zonas de riesgo predichas por el modelo se calcularon dos valores umbrales (uno medio y otro alto), lo que permitió clasificar el riesgo de electrocución en tres categorías baja, media y alta (Pearson *et al.* 2004). Se utilizó como valor umbral medio el valor de prevalencia del modelo (Liu *et al.* 2005), este valor maximiza la suma de la sensibilidad y la especificidad. Mientras que como valor umbral alto se utilizó el 90 % de las sensibilidades (Pearson *et al.* 2004)

Para el cálculo de las curvas ROC, del AUC y de los valores umbrales se utilizó la librería p.ROC en el programa estadístico R (Robin *et al.* 2011).

Elaboración del Mapa de Sensibilidad Específica

El mapa de sensibilidad se obtuvo mediante la aplicación de un método de valoración objetiva de la información espacial de especies sensibles utilizadas como especies indicadoras/ focales (Andelman y Fagan 2000; Favreau *et al.* 2006; Brigh *et al.* 2006). Para cada una de estas especies se construyó un mapa en cuadrículas de 1km² con las áreas sensibles. Estas se definieron en base a la normativa estatal (RD 1430/2008) como los lugares donde las aves se reproducen, buscan alimento, donde los juveniles y los individuos no reproductores se dispersan o donde se producen altas concentraciones de individuos. Para cada una de estas zonas se calculó el valor de sensibilidad en función del estado de conservación de la especie y del uso que haga de la zona (Brigh *et al.* 2006).

Las especies modelo se eligieron en base a dos criterios, a) su estado de conservación en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA; RD 439/1990) y b) su sensibilidad a la electrocución (Janss 2001;). Siguiendo estos criterios las especies seleccionadas fueron el

buitre leonado (*Gyps fulvus*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el águila perdicera (*Aquila fasciata*) y el búho real (*Bubo bubo*). Para cada especie se recopiló la información disponible sobre las zonas nidificación y de concentración de individuos a partir de bibliografía especializada y de los datos de los censos oficiales de la Consellería de Territorio y Vivienda de la Comunidad Valenciana. Uno de los criterios que justificaron la selección de estas especies es que para tres de ellas (águila real, buitre leonado y águila perdicera) se realizan seguimientos detallado de su distribución y tamaño poblacional. En el caso del búho la calidad de la información difiere entre zonas, pero la elevada sensibilidad de la especie a la electrocución la hace, *a priori*, una buena candidata como especie indicadora (Rubolini *et al.* 2001; Martínez *et al.* 2006; Pérez-García *et al.* 2012; ver Capítulo 6)

Las áreas de campeo se asignaron a partir de los trabajos de radio-seguimiento realizados en la Comunidad Valenciana o áreas mediterráneas semejantes. De este modo se seleccionaron los siguientes tamaños de radios con centro en el nido ocupado más reciente: águila real 5 km (Fraguas *et al.* 2001; GVA datos propios), águila perdicera 4 km (Sanz *et al.* 2005; Pérez-García *et al.* 2012), búho real 2 km (León *et al.* 2008; Delgado *et al.* 2009; Campioni *et al.* 2013; autores datos propios). Para el buitre leonado sólo hemos considerado un área de protección de 1 km alrededor de las colonias dado que muestra un área de campeo enorme, > 4.000 km² (García-Ripollés *et al.* 2011; Zuberogoitia *et al.* 2012). Por otra parte, para la obtención de las zonas de dispersión se ha utilizado la información proporcionada por ejemplares juveniles marcados de águila perdicera (Cadahía *et al.* 2005; 2010) y águila real (Soutullo *et al.* 2006a; 2006b) en esta Comunidad.

La valoración de las áreas sensibles de cada especie se realizó en función del estado de conservación en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990). El valor por área de nidificación se aplicó a la cuadrícula 1x1 km donde se localiza el nido y el área de nidificación a los radios seleccionados en el apartado anterior (Brigth *et al.* 2006). La valoración del área de campeo fue: águila perdicera 4 puntos, águila real 3, buitre leonado y búho real 2. La valoración del área de nidificación fue: águila perdicera 3 puntos, águila real 2, buitre leonado y búho real 1. El valor aplicado a las áreas de dispersión, tanto para águila real, como para el águila perdicera, ha sido de 2 puntos. El índice de sensibilidad específica (ISE) de cada cuadrícula se obtuvo mediante la suma de todos valores de sensibilidad para las cuatro especies ($ISE = \sum_{sp} (A. \text{nidificación} + A. \text{campeo} + A. \text{dispersión})$). Finalmente, el mapa de sensibilidad total se clasificó según el siguiente rango de valores: Nulo 0; Bajo 1-3; Medio 4-6; Alto > 6.

Cuadro 1. Especies seleccionadas:



Eugenio Martínez

Águila real (Aquila chrysaetos)



Antonio Saez

Águila perdicera (Aquila fasciata)



Antonio Saez

Búho real (Bubo bubo)



Eugenio Martínez

Buitre leonado (Gyps fulvus)

Selección de las Áreas Potenciales

Para la selección de las áreas potenciales se superpuso el mapa de riesgo de electrocución y el de sensibilidad específica. Del mapa obtenido se eliminaron aquellas cuadrículas que mostraron bajos valores de riesgo de electrocución (< valor del umbral) o de sensibilidad (< 4), ya que se consideró que estas cuadrículas tenían escasa probabilidad de electrocución o de ser utilizadas por alguna de las especies sensibles evaluadas, y las áreas designadas como Zona de Especial Protección para la Aves ZEPA (DOGV 2009/6699). Estas son las únicas zonas de la Comunidad Valenciana que se encuentran directamente incluidas en el Real Decreto 1432/2008, dado que, tanto los Planes de Acción, como en los Planes de Conservación y Recuperación de Especies Amenazadas no incluyen espacios fuera de esta red.

Verificación y Delimitación Áreas Prioritarias

Sobre el mapa de áreas potenciales se realizó una evaluación de las áreas a incluir en la propuesta final de áreas prioritarias. Este proceso se realizó utilizando como base la información de mortalidad de aves electrocutadas a dos escalas, por una parte las localizaciones exactas de las especies elegidas como sensibles y por otra, un mapa de electrocución con el total de electrocuciones a escala de municipio ($n = 679$). Para la valoración de estos mapas de mortalidad, se contó con la opinión de 5 personas con experiencia en la distribución de aves amenazadas, modelado ecológico, electrocución de aves, diseño de espacios protegidos y gestión del medio natural (Arcos *et al.* 2012). Los expertos valoraron de 0 a 2 todas áreas potenciales según los datos de mortalidad, tanto por localizaciones exactas, como por municipio, así como el conocimiento previo disponible por ellos sobre presencia de especies amenazadas o registros previos de mortalidad que no han sido reportados por los registros oficiales de los Centros de recuperación o de la empresa Eléctrica. La incorporación del conocimiento de expertos se ha demostrado un método adecuado para complementar procesos de selección de reservas basados en modelos matemáticos (Cowling *et al.* 2003; Store y Kangas 2001). Mediante este proceso se evaluó tanto la ausencia de zonas concretas con elevada concentración de aves electrocutadas y que no fueron incluidas en el modelo de áreas prioritarias, como la presencia de zonas en los que no existían registros de mortalidad ni presencia de especies sensibles. Aquellas áreas potenciales cuyo valor medio fue superior a 1 se incluyeron en la propuesta final.

Las zonas con elevada mortalidad no presentes en el mapa de áreas potenciales se incluyeron en la propuesta final como Áreas de Elevada Mortalidad, y las zonas incluidas en el mapa de áreas potenciales, para las cuales no se cuenta con registros de mortalidad se determinaron como Áreas con Información Insuficiente. En estas zonas se realizaron muestreos de campo para comprobar si la falta de información se debió a un error de predicción del modelo o a una falta de datos de campo. Los muestreos se realizaron entre noviembre del año 2009 y mayo del 2010. En cada uno de ellos se recorrió al menos el 70 % de las líneas existentes en búsqueda de individuos o restos de cadáveres. Las inspecciones debajo de los postes y su entorno duraron de 3 a 5 minutos, dependiendo de la presencia de cobertura arbustiva. Una vez realizados los recorridos de campo, las áreas en las que se localizó alguna electrocución que involucrase especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas se incorporaron en la propuesta final, el resto se desestimaron.

3.3 Resultados

Los 419 registros de electrocuciones georreferenciadas (listado en detalle y distribución espacial de los registros en el Anexo 3) se localizaron en 187 cuadrículas de 1 km². La mortalidad media fue de $2,01 \pm 1,37$ registros/cuadrícula (rango min 1 y Max 45) aunque el 63,9 % sólo registraron un caso de electrocución (ver figura 3.2).

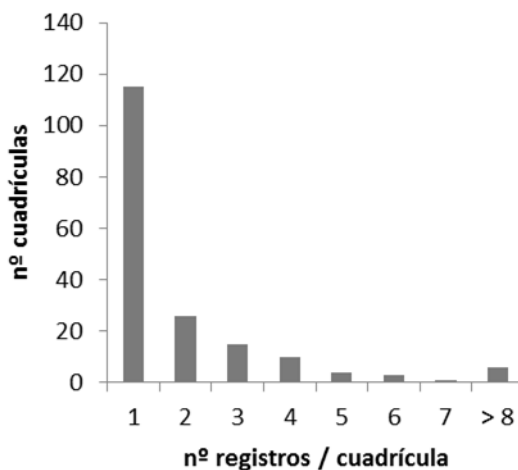


Figura 3.2. Distribución del número de registros de electrocuciones por cuadrícula.

Modelo de riesgo de electrocución

La presencia de aves electrocutadas en cada cuadrícula se relacionó significativamente con 11 variables ambientales (ver tabla 3.2). Se eliminaron dos variables que correlacionaban

fuertemente con otras cuatro variables: la Distancia a Núcleo Urbano que correlacionaba con Distancia al tendido eléctrico más cercano (0,77) y con Distancia a carreteras (0,64), y la Altura media que a su vez correlacionaba con Porcentaje de cultivo de regadío (0,73) y con Distancia al cultivo de regadío (0,73).

La probabilidad de que se encuentre una electrocución en las cuadrículas de 1 km² fue mayor cuanto más próximo a cultivos de regadío y cuando la superficie estuvo ocupada por cultivos de regadío mezclados con pinares o eriales. Las áreas ocupadas principalmente por matorrales y quercíneas mostraron una baja probabilidad de accidentes. De acuerdo a lo esperado, las cuadrículas que se encontraban más próximas a tendidos eléctricos mostraron una mayor probabilidad de electrocución, así como aquellas que tenían una densidad de líneas eléctricas (kilómetros de tendidos eléctricos por cuadrícula) situadas en valores medios. La latitud entró en el modelo con una respuesta cúbica, mientras que la longitud no mostró relación significativa. La probabilidad de electrocución fue mayor en zonas bajas y sin pendiente y lejos de áreas urbanas y de carreteras.

Tabla 3.2. Modelos logísticos univariantes que relacionan la ocurrencia de electrocuciones en una cuadrícula 1x1 km con variables de paisaje. D²= deviance explicada. Tipo de respuesta: “-“= negativa, “+“= positiva, “+“= cuadrática positiva, “-“= cuadrática negativa y “-+“ cúbica negativa. Significación (Sig) = * p < 0,05 y ** p < 0,01.

Variables Explicativas	Respuesta	D ² (%)	Sig
Dist. Regadío (Frut. + Herb.)	-+	16,9	**
Dist. Tendido eléctrico	-	12,8	**
Coord Y	-+-	11,8	**
% de Regadío (Frut. + Herb.)	+-	8,9	**
Longitud tendido eléctrico	+-	8,0	**
Pendiente Media	-	7,1	**
Dist. Carreteras	-	4,5	**
% de Matorrales	-	2,8	**
% de Erial / Sin Veg.	+-	2,3	*
% de Quercíneas	-	1,8	*
% de Pinares	+-	1,3	*

El modelo logístico multivariante alcanzó una *deviance* explicada del 26,9 %, y estuvo formado por 4 variables (Dist. Reg. + Dist. Tend. + Coord. Y + % Querc.). La partición de la *deviance* indicó que la mayor parte de la variación (22,2%) se explicó por la combinación de la interacción entre los usos del suelo y topografía con los otros dos grupos, tendidos eléctricos y

tendencias espaciales. El porcentaje de variación explicada por los efectos puros de la tendencia espacial (5%) evidenció un importante efecto de agregamiento espacial en las cuadrículas con mortalidad. Mientras que el escaso efecto por separado que mostraron los grupos de usos del suelo /topografía y tendidos eléctricos confirmaron que la presencia de tendido eléctrico sin tener en cuenta el entorno no sirve para predecir la electrocución. El efecto puro de la topografía fue prácticamente residual, aunque si explicó parte de la variación de la *deviance* en interacción con los usos del suelo (Figura 3.3).

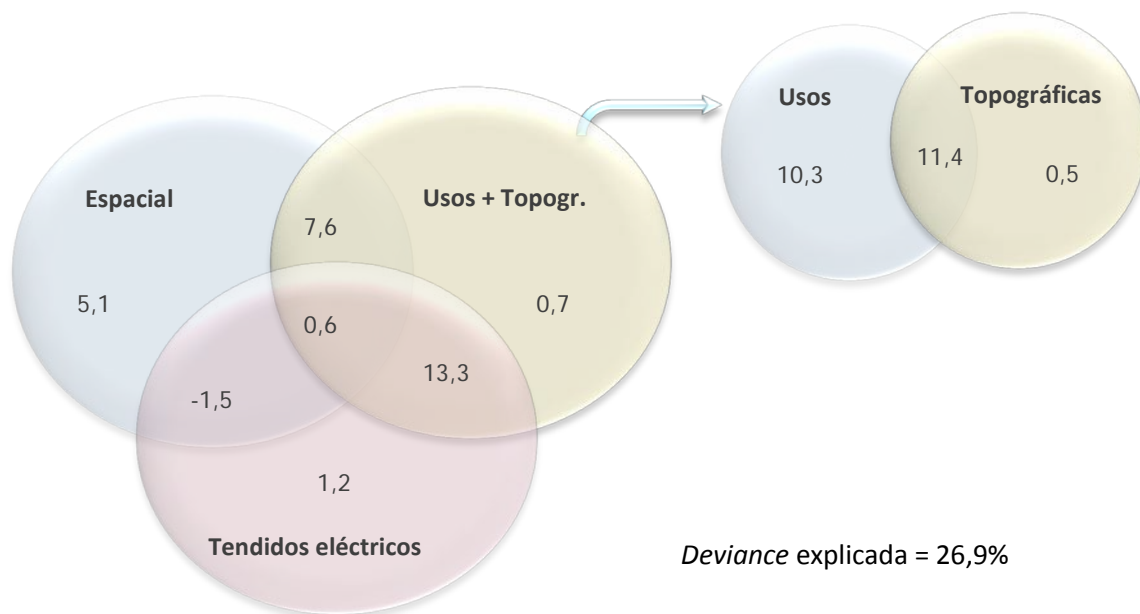


Figura 3.3. Partición de la deviance explicada entre los grupos de variables incluidos en el modelo de presencia de aves electrocutadas en cuadrículas de 1x1km en la Comunidad Valenciana.

El modelo mostró una capacidad predictiva moderada (AUC 0,78; la gráfica ROC se incluye en el Anexo 3). El mapa predictivo de riesgo de electrocución calculado a partir de los umbrales en las curvas ROC consiguió clasificar correctamente un 66% de las cuadrículas en las que se encontró alguna ave electrocutada, y el 81% de las cuadrículas sin datos de mortalidad en el umbral de riesgo medio (0,42), mientras que en el umbral alto (0,63) el modelo clasificaba correctamente el 76% de las cuadrículas dónde se encontró un ave electrocutada y el 62 % de las cuadrículas sin mortalidad. El mapa de riesgo de electrocución clasificó un 42,1 % del territorio con riesgo bajo, un 21,1% con riesgo medio y un 36,8 % con riesgo alto (figura 3.4).

Mapa probabilidad de electrocución

Mapa de riesgo de electrocución

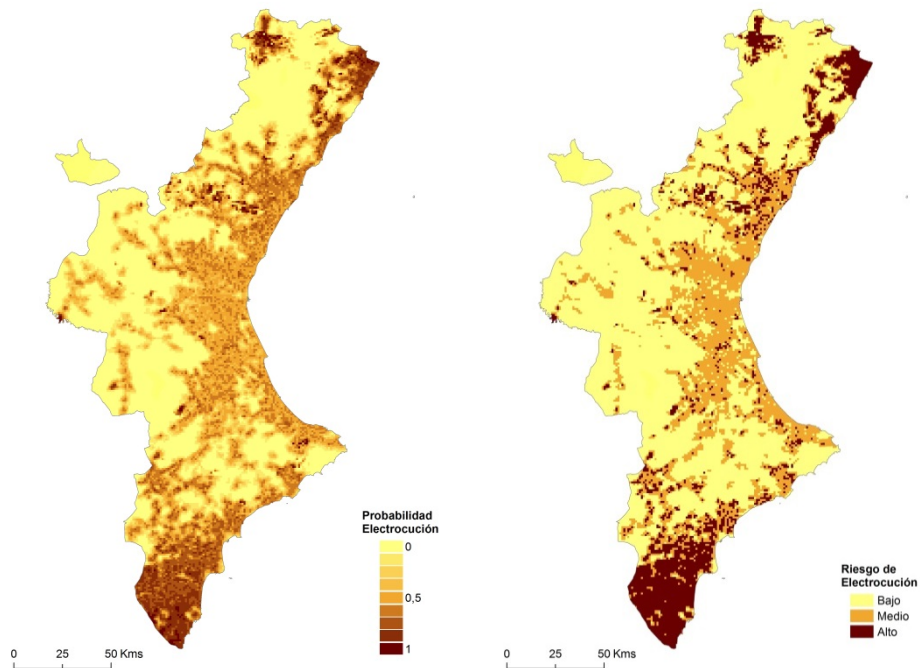


Figura 3.4. Proyecciones de los modelos multivariantes del riesgo de electrocución en la Comunidad Valenciana. Modelo (Dist. Reg + Dist. Tend + Coord. Y + % Querc); Deviance =26,9%. Mapa predictivo del riesgo de mortalidad por electrocución en la Comunidad Valenciana obtenido a partir del Modelo 1. Se muestran las áreas de riesgo alto, medio y bajo.

Modelo de Sensibilidad y Selección de áreas potenciales

El mapa de sensibilidad clasificó el 38,4% del área de estudio con un valor de sensibilidad medio y el 13,6 % con un valor alto (figura 3.5). El mapa de áreas potenciales, obtenido del cruzamiento entre el mapa de riesgo de electrocución y el mapa de sensibilidad, mostró que un total de 7.020 km² son zonas sensibles a la electrocución, lo que representa un 29,0 % de la superficie de la Comunidad Autónoma Valenciana (figura 3.6). El 39,6 % se encontraban dentro de las zonas designadas en la normativa estatal de protección contra tendidos (RD1432/2008), el 29,0% en un buffer de 2,5 km alrededor de las ZEPA y el 15,7% entre 2,5 - 5 km.

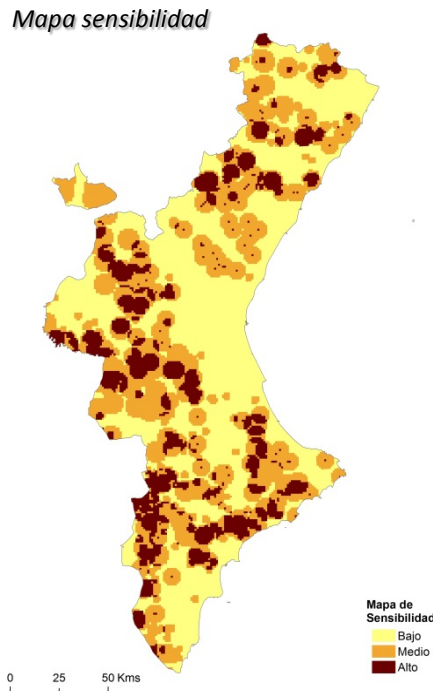


Figura 3.5. Mapa del índice de sensibilidad en la Comunidad Valenciana basado en los valores de las áreas de reproducción, campeo y dispersión de las cuatro especies sensibles elegidas águila real, águila perdicera, buitre leonado y búho real.

Para la selección de las áreas prioritarias se recopilaron un total de 176 electrocuciones de especies sensibles, de las cuales 128 (72,7%) pertenecieron a búho real, 19 (10,8%) a águila perdicera, 19 (10,8%) a buitre leonado y 10 (5,7%) a águila real. 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 (Sánchez-Zapata *et al.* 2003; Pérez-García *et al.* 2012).

La verificación de las áreas potenciales por los expertos permitió identificar un total de 24 áreas potenciales de las cuales 2 fueron seleccionadas por elevada mortalidad no incluidas en el modelo y 7 fueron determinadas como áreas con información insuficiente (figura 3.6).

En las 7 áreas de información insuficiente se revisaron un total de 2.352 apoyos, encontrándose un total de 24 aves electrocutadas en cuatro áreas. Entre las especies encontradas destacaron 5 búhos reales, 2 busardos ratoneros (*Buteo buteo*) y 2 culebreras europeas (*Circaetus gallicus*). Sólo en tres de ellas se localizaron especies incluidas en el catálogo nacional y fueron incluidas en la propuesta final. Finalmente, la propuesta incluyó un total de 20 áreas prioritarias para la electrocución que ocupan un total de 3.937 km² y representan el 16,3% de la Comunidad Valenciana (ver figura 3.6).

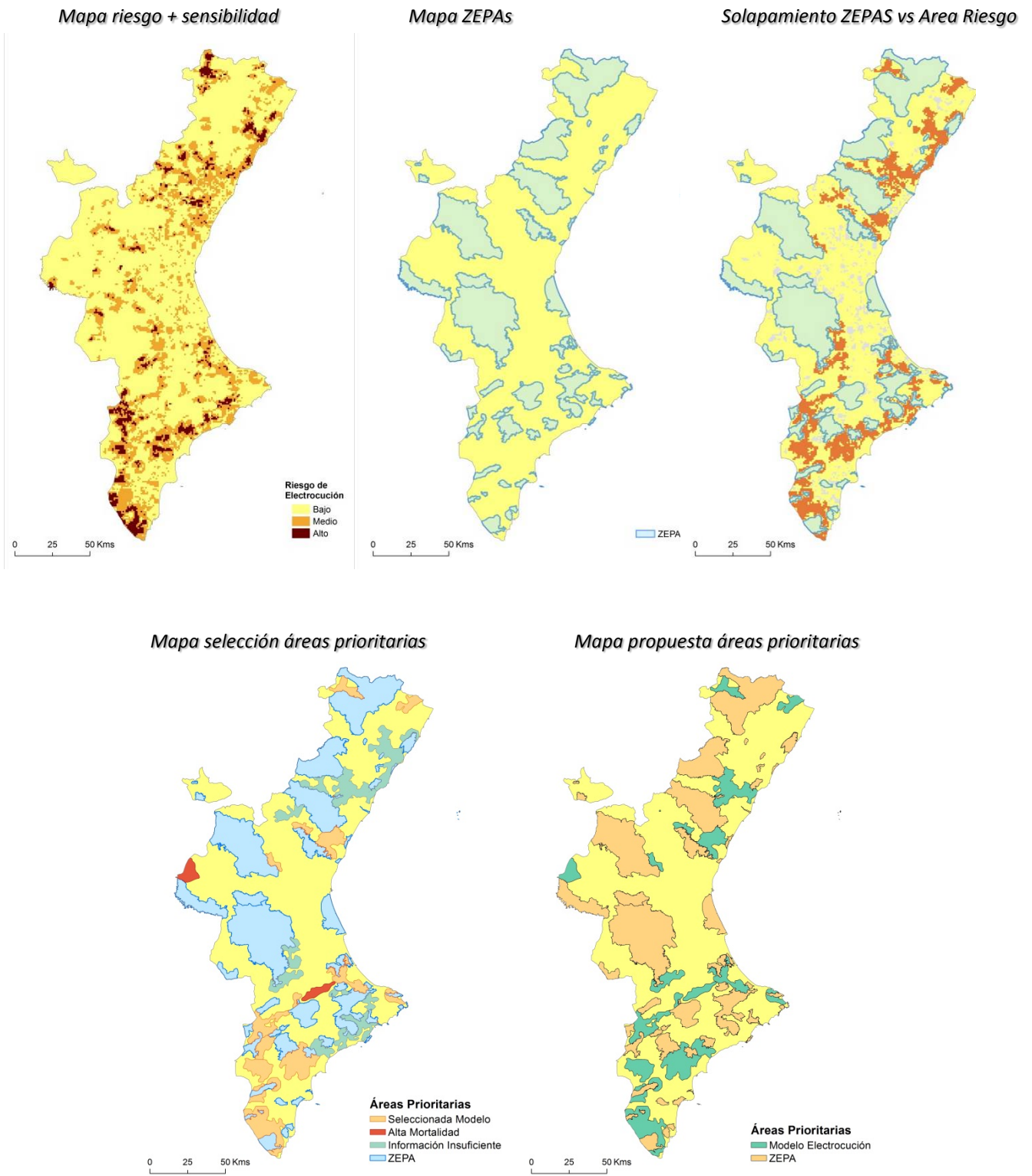


Figura 3.6. Solapamiento de las zonas con alto valor de riesgo de mortalidad y de sensibilidad (a) y las zonas de especial protección para las aves ZEPA (b). Localización de las áreas prioritarias propuestas por el modelo, las áreas con información insuficiente y las áreas seleccionadas por mortalidad. Propuesta final de áreas prioritarias contra la electrocución

3.4 Discusión

El uso combinado de modelos predictivos de riesgo y modelos de sensibilidad en la Comunidad Valenciana ha mostrado ser 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.

A pesar de que, debido a la naturaleza de los datos utilizados en este trabajo, no es posible obtener tasas de mortalidad por tendidos eléctricos para comparar el área evaluada con otras zonas y que según aconsejan varios trabajos se debería evitar hacer generalizaciones sobre las tasas de mortalidad para áreas geográficas grandes (Moleón *et al.* 2007; Guil *et al.* 2011), sí podemos asegurar que la incidencia de la electrocución (1,8 aves 100 km² y año), al menos en algunas zonas es elevada. Por ejemplo, en las cuadrículas situadas en el sur de la Comunidad donde se han encontrados valores máximos, de hasta 45 electrocuciones en un km² y tasas de mortalidad de 102 indiv /100 apoyos (Izquierdo *et al.* 1997), lo que supone uno de los valores de mortalidad más elevados detectados hasta el momento en España (Ferrer *et al.* 1991; Guzmán y Castaño 1998; Guil *et al.* 2011).

A gran escala, la probabilidad de electrocución se relacionó principalmente con una configuración del paisaje formado por un mosaico de cultivos de regadío mezclado con manchas de pinar y zonas de eriales o sin vegetación. Resultados similares han sido descritos en trabajos realizados a escala de apoyo (Mañosa 2001; Janss y Ferrer 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011). Nuestros resultados mostraron que una gran parte de la mortalidad se explica por el efecto conjunto de la distribución de tendidos eléctricos y las variables de uso del suelo y la topografía de la zona. El escaso efecto por separado que mostraron los grupos de usos del suelo /topografía y tendidos eléctricos confirmaron que la presencia de tendido eléctrico sin tener en cuenta el entorno es poco efectivo para predecir la electrocución. Por lo tanto, La relación entre los usos del suelo y los accidentes está muy influenciada por el tipo de especies que mayoritariamente mueren, de hecho, Izquierdo *et al.* (1997) observaron que las aves realizaban un uso diferente del poste en función del hábitat que lo rodea. En el presente trabajo, el 77 % de las aves electrocutadas son rapaces, de las cuales gran parte explotan zonas de ecotono entre hábitat de cultivos y zonas naturales donde encuentran gran abundancia de presas como el conejo (Izquierdo *et al.* 1997; Sánchez-Zapata y Calvo 1999; Angulo 2003; Calvete *et al.* 2004). La presencia de presas alrededor de los apoyos ha sido determinada en

varios trabajos previos como una variable importante en la probabilidad de electrocución (Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011).

La probabilidad de electrocución aumentó lejos de áreas urbanas y de carreteras, resultado opuesto al descrito por Guil *et al.* (2011) y Dwyer *et al.* (2013). En nuestro caso podría explicarse por las características de las especies que mayoritariamente mueren en el áreas de estudio, siendo especies que seleccionan áreas alejadas de zonas antrópicas (Sánchez-Zapata y Calvo 1999). Mientras que por ejemplo en el caso de Dwyer *et al.* (2013), una gran proporción de las electrocuciones las sufren córvidos, aves que se encuentran asociados a hábitats antrópicos. Por otra parte, dado que la densidad de tendidos eléctricos es una medida indirecta de intensificación en el uso del territorio, nuestros resultados sugieren que el mayor riesgo ocurre en paisajes con una intensificación media dónde coexisten tendidos eléctricos y especies sensibles, esto se explica porque si hay pocos tendidos la probabilidad de encontrar un apoyo peligroso es baja, mientras que zonas con gran cantidad de tendidos serían áreas muy intensificadas que son evitadas por la mayor parte de la comunidad de rapaces (Sánchez-Zapata y Calvo 1999; Palomino y Carrascal 2007).

La autocorrelación detectada en las cuadrículas con mortalidad a escala 1km² concuerda con lo encontrado en estudios previos a nivel de apoyo eléctrico (Williams y Colson 1989; Mañosa 2001; Guil *et al.* 2011). Este patrón, respondería a un efecto conjunto de la propia configuración del paisaje y la presencia de especies sensibles, que en muchos casos muestra una distribución agregada, como por ejemplo especies de reproducción en colonias como el buitre leonado, o con áreas de dispersión definidas donde se concentran gran número de individuos, como en el águila perdicera o el águila real. Este patrón agregado a escala de paisaje, apoyaría el uso de la metodología que se ha seguido en este trabajo, basada en la detección de áreas de elevada mortalidad por electrocución mediante la construcción de mapas predictivos de riesgo y de mapas de sensibilidad de especies.

Las áreas seleccionadas por el modelo potencial concuerdan con los resultados de Guil *et al.* (2011), que encontraron que las áreas de agregamiento de la mortalidad mostraron unos tamaños medios entre 20-40 km². La mayor parte de las áreas potenciales de electrocución identificadas en el mapa predictivo de riesgo de mortalidad se encontraron fuera de las zonas de especial protección para las aves ZEPA, confirmando que estas áreas no se corresponden con las zonas objetivo para la aplicación de la normativa de corrección de tendidos (Pérez-García *et al.* 2011; Tintó *et al.* 2010). Esto podría estar relacionado con la forma en la que se han declarado gran parte de las zonas protegidas en España, donde se han potenciado las

áreas agrestes y naturalizadas, menos conflictivas en términos de gestión y de protección. Por otra parte, se han excluido las zonas mixtas entre las áreas naturales y las zonas agrícolas intensificadas, que muchas de las especies incluidas en esta normativa utilizan como áreas de campeo y dónde según el modelo se encuentran las zonas de mayor riesgo (Pérez-García *et al.* 2011).

A pesar de los buenos resultados obtenidos por el modelo, algunas limitaciones podrían sesgar los resultados. Por un lado el 49% de las electrocuciones corresponde a dos especies de rapaces, el cernícalo vulgar y el búho real. Esto podría suponer un sesgo en la localización de las áreas de riesgo debido a la selección específica de hábitat y a la distribución de estas especies. Por otro, la selección de especies sensibles dirigida podría invalidar parte del resultado. La elección y utilización de especies indicadoras ha sido discutida ampliamente, pero son escasos y contradictorios los trabajos evalúan su efectividad (Simberloff 1998; Andelman y Fagan 2000; Lindenmayer *et al.* 2002). A pesar de eso, algunos trabajos destacan que la utilización de especies indicadoras permiten mejorar la capacidad predictiva de los modelos de riqueza de especies (Nally y Fleishman 2002; 2004; Fleishman *et al.* 2005). En nuestro caso, el hecho de que las cuatro especies seleccionadas para los análisis son principalmente rupícolas y muy ligadas a zonas de montaña (del Hoyo *et al.* 1994; 1999; Sánchez-Zapata 1999), podría condicionar el mapa de sensibilidad obtenido.

Por último, la concentración de trabajos de seguimiento en el sur del área de estudio también podría sesgar parte de los resultados. De hecho, los principales trabajos sobre electrocución, se han realizado en el sur de la provincia de Alicante, en la Sierra de Escalona (Izquierdo *et al.* 1996; 1997; Pérez-García 2009). Esta zona es una de las principales áreas de dispersión y concentración de juveniles y adultos no reproductores de dos especies protegidas, el águila perdicera y el águila real, y acoge la población de búho real más densa de Europa (Pérez-García *et al.* 2012).

Implicaciones para la Conservación

La Comunidad Valenciana es uno de los principales lugares de reproducción para algunas de las especies de aves más amenazadas de Europa, como el águila perdicera (del Moral 2006), y conseguir detectar y corregir las zonas de elevada mortalidad es una importante forma de contribuir a la recuperación de especies amenazadas (López-López *et al.* 2011). Hasta el momento las acciones de mitigación se han focalizado en lugares puntuales sobre los que se conocía *a priori* la alta mortalidad (Janss 2000; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.*

2011; López-López *et al.* 2011), aunque de esta forma se pueden quedar fuera zonas menos accesibles o que simplemente no han sido exploradas y que tengan elevada mortalidad.

La realización de modelos predictivos, como el presente estudio, ha mostrado ser eficaz a la hora de seleccionar zonas prioritarias para la rectificación de tendidos eléctricos y para el diseño de las líneas de transporte eléctrico de acuerdo a la normativa estatal RD 1432/2008. Por otra parte, es interesante destacar que el mapa de áreas potenciales para la corrección indica que las zonas prioritarias en las que se deben invertir los esfuerzos de conservación no coinciden con las zonas ZEPA.

La correcta identificación de las áreas prioritarias para la conservación es esencial para la optimización de los recursos invertidos en ellas (Vane-Wright *et al.* 1991; Margules y Pressey 2000). El proceso propuesto en este trabajo se mostró como un método sencillo para la identificación de áreas de elevada mortalidad en tendidos eléctricos, y que podría ser utilizado como un método complementario a otros modelos y procesos de selección de áreas de riesgo en otras infraestructuras como parques eólicos o carreteras (Langen *et al.* 2009; Santos *et al.* 2013). Entre las ventajas destaca que permite establecer con rapidez prioridades de actuación en las áreas seleccionadas. A partir de los mapas de riesgo de mortalidad y de sensibilidad se pueden jerarquizar los trabajos de corrección en cada una de las zonas de actuación seleccionadas. Por ejemplo, calculando un índice basado en los valores riesgo de electrocución, sensibilidad y del número de electrocuciones registradas. Por otra parte, permite determinar zonas con información insuficiente, que debido a una falta de muestreo, a su inaccesibilidad o su escasa presencia humana, muestren desviaciones entre la predicción de mortalidad y los registros de aves electrocutadas. Sería altamente recomendable realizar una posterior validación de las áreas determinadas como prioritarias por el modelo para comprobar la mortalidad real en el campo y establecer medidas de mitigación específicas para cada una de ellas. Finalmente, es interesante señalar que los modelos potenciales de riesgo de electrocución no son estáticos (Rothley 2002), sino que podrían cambiar con el tiempo debido a transformaciones en el uso del suelo, cambios en la distribución de especies y/o cambios en la configuración de la red de transporte eléctrico. Por este motivo, es necesario reanalizar los datos con cierta periodicidad para evaluar los cambios en la localización de las áreas potenciales de riesgo de electrocución y detectar nuevos *hot spot* de mortalidad.

Anexo Capítulo 3

Tabla 3.3. Resumen del número de electrocuciones georreferenciadas por especie utilizadas para la elaboración de los modelos predictivos.

Especie	n	Especie	n
<i>Botaurus stellaris</i>	1	<i>Bubo bubo</i>	128
<i>Bubulcus ibis</i>	7	<i>Strix aluco</i>	1
<i>Ciconia ciconia</i>	14	<i>Tyto alba</i>	2
<i>Ciconia nigra</i>	1	<i>Larus michahellis</i>	2
<i>Gyps fulvus</i>	19	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	1
<i>Falco peregrinus</i>	2	<i>Columba livia</i>	2
<i>Falco tinnunculus</i>	47	<i>Columba palumbus</i>	6
<i>Aquila chrysaetos</i>	10	<i>Columba sp</i>	23
<i>Aquila fasciata</i>	19	<i>Picus viridis</i>	1
<i>Aquila pennata</i>	4	<i>Corvus corone</i>	4
<i>Buteo buteo</i>	43	<i>Corvus corvus</i>	1
<i>Circus gallicus</i>	13	<i>Corvus monedula</i>	21
<i>Circus pygargus</i>	1	<i>Pica pica</i>	1
<i>Circus sp</i>	1	<i>Pyrhocorax pyrrhocorax</i>	2
<i>Accipiter gentilis</i>	6	<i>Lanius meridionalis</i>	2
<i>Accipiter nisus</i>	2	<i>Streptopelia deacaecto</i>	1
<i>Pandion haliaetus</i>	2	<i>Sturnus vulgaris</i>	1
<i>Accipitridae sp</i>	11	No identificado	14
<i>Athene noctua</i>	3	TOTAL	419



Figura 3.7. Ejemplar juvenil de águila perdicera marcado en Tarragona y electrocutado en el sur de Alicante.

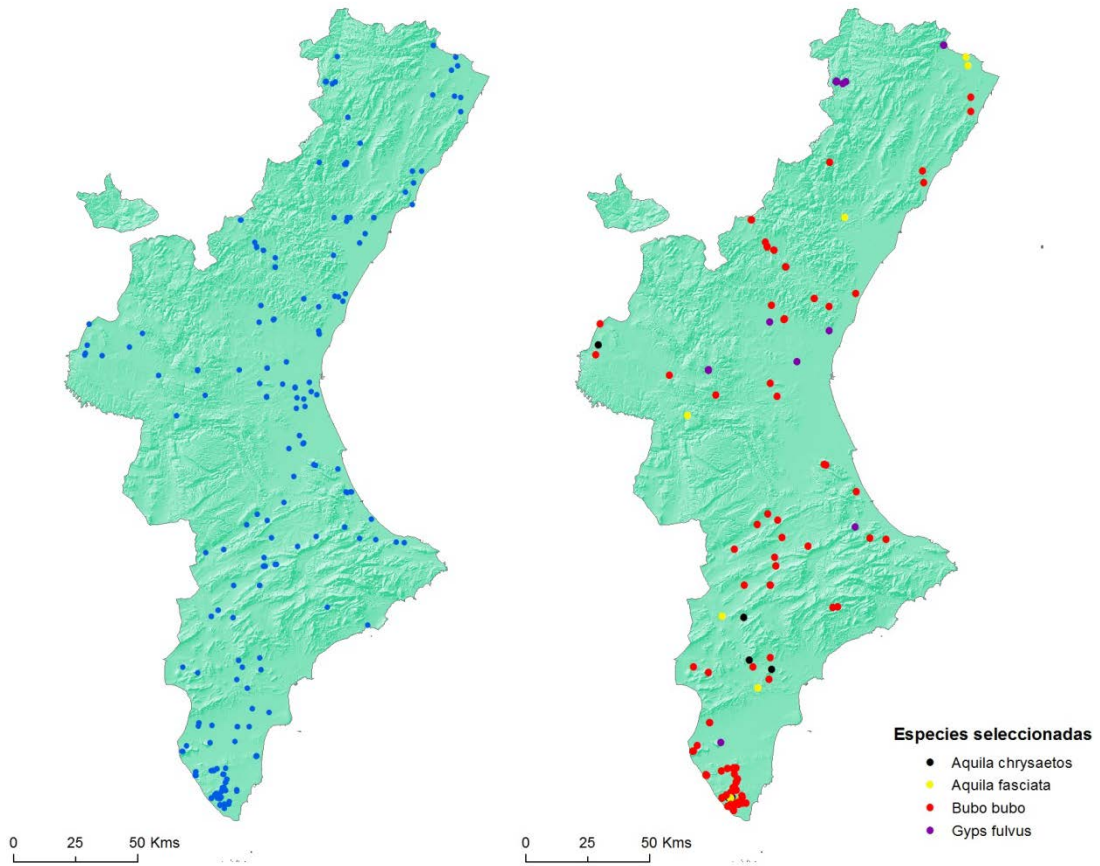


Figura 3.9 Distribución espacial de las electrocuciones registradas en la Comunidad Valenciana en el periodo 2000-2009. (Izquierda: Total registros; derecha: Especies seleccionadas)

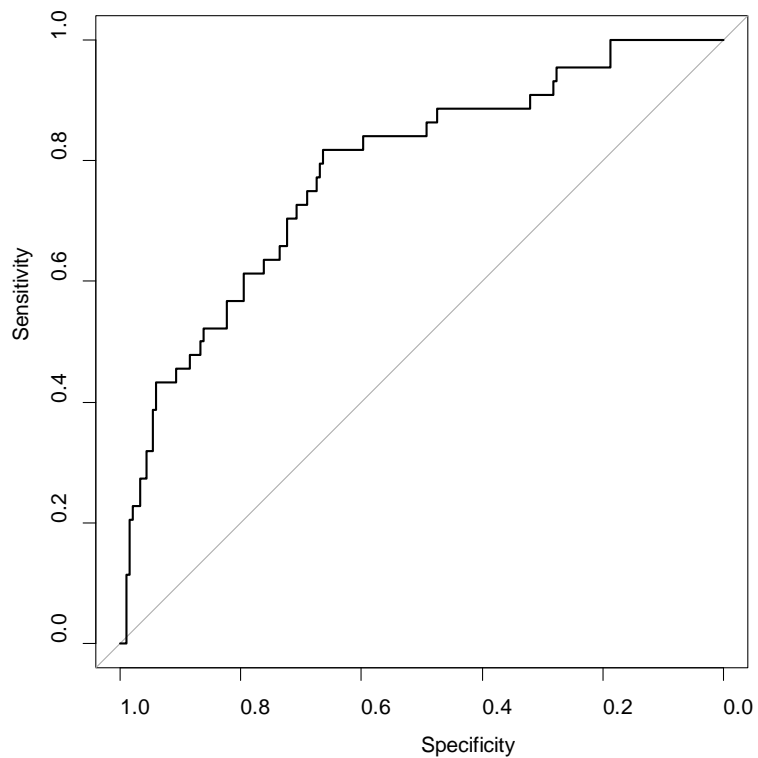


Figura 3.9 Curva ROC para el modelo de riesgo de electrocución. El gráfico muestra la sensibilidad del modelo (*Sensitivity*) frente a la especificidad (*Specificity*). La curva que obtiene, es utilizada como una medida de la capacidad predictiva del modelo (*AUC*). En este caso el *AUC* = 0,78.

Capítulo 4



Ermas Sellis

Evaluación de la sensibilidad de modelos predictivos para la identificación a gran escala de áreas para la protección de las aves frente a la electrocución

4.1 Introducción

La evaluación crítica de la robustez de las predicciones es un paso fundamental en el modelado predictivo, máxime cuando los modelos son utilizados directamente en acciones de conservación (Loiselle *et al.* 2003; Guisan *et al.* 2006), como por ejemplo en la identificación de áreas a incluir en la red de espacios protegidos (*p.e.* Araújo y Williams 2000; Margules y Pressey 2000; Ortega-Huerta y Peterson 2004; Hannah *et al.* 2007), la reintroducción de especies amenazadas (*p.e.* Wiser *et al.* 1998; Hirzel *et al.* 2004) o el riesgo potencial de introducción de especies invasoras (*p.e.* Kolar y Lodge 2002; Peterson 2003; Broennimann *et al.* 2007; Fitzpatrick *et al.* 2007; Richardson y Thuiller 2007; Gormley *et al.* 2011).

A pesar del gran auge en la utilización de los modelos predictivos, el análisis de la incertidumbre, esto es, la robustez en las predicciones, ha sido desigualmente investigada (ver revisión en Barry y Elith 2006; Pearson *et al.* 2006). La incertidumbre en los resultados de los modelos, están condicionados por dos tipos de error, los propios de los métodos estadísticos y los asociados a los datos (Stoms *et al.* 1992; Barry y Elith 2006). Gran número de trabajos se han centrado en evaluar el error derivado del algoritmo estadístico elegido para modelar los datos, tanto a través de trabajos teóricos, como de la comparación con datos reales (ver revisiones en Barry y Elith 2006 y en Elith y Leathwick 2009). Por el contrario son escasos los trabajos que evalúan el efecto del cambio en el conjunto de datos, por ejemplo variaciones temporales o después de cambios ambientales (Elith y Leathwick 2009; Smith *et al.* 2013). Es cierto que los modelos de distribución de especies, y por lo tanto los modelos predictivos basados en ellos, 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), por este motivo es interesante evaluar su sensibilidad utilizando un conjunto de datos tomados en un tiempo diferente y con distintos algoritmos para evaluar a su vez la sensibilidad al tipo de herramienta estadística. El estudio del comportamiento temporal de los modelos predictivos, mediante la comparación de las estimaciones predichas con modelos independientes tomados con intervalos de tiempo moderados, ha sido escasamente realizado (Elith y Leathwick 2009).

Por otra parte, en los últimos años se han diseñado un gran número de algoritmos para la construcción de modelos de distribución de especies. Entre los que mayor acogida han tenido se encuentran los modelos que utilizan datos de sólo presencias, como ENFA o MaxEnt (Elith *et al.* 2006). Actualmente no existe un consenso sobre que algoritmos muestran un mejor rendimiento predictivo (Loiselle *et al.* 2003; Thuiller *et al.* 2003; Segurado y Araújo 2004; Brotons *et al.* 2004; Elith *et al.* 2006; Barry y Elith 2006, Tsoar *et al.* 2007; Jiménez-Valverde y Lobo 2008; Elith y Graham 2009; Pineda y Lobo 2009; Elith y Leathwick 2009; Oppel *et al.* 2012), de hecho es bastante frecuente que al utilizar diferentes algoritmos se obtengan respuestas desiguales y posiblemente contradictorias (Araújo y New 2007; Elith y Leathwick 2009). Varios autores advierten que la proliferación del uso de los modelos predictivos de distribución y sus diferentes aplicaciones en conservación, únicamente serán provechosas si se implementan métodos para cuantificar y evaluar la incertidumbre en las predicciones durante los diferentes pasos del proceso (Pearson *et al.* 2006; Dormann *et al.* 2008; Buisson *et al.* 2010).

La evaluación de la sensibilidad, temporal y metodológica, de los modelos predictivos podría ayudar a mejorar los resultados de nuestras predicciones (van Niel *et al.* 2004), lo que 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 y Williams 2006; Gastón y Fuller 2007). Esto permitiría ir adaptando las medidas de gestión a las necesidades de conservación, lo que se conoce como gestión adaptativa (Walters y Hilborn 1978; McDonald-Madden *et al.* 2010).

En el presente capítulo pretendemos, 1) evaluar la robustez de los modelos predictivos de mortalidad de aves en tendidos eléctricos (ver Capítulo 3), mediante su comparación con un nuevo modelo calculado a partir de un conjunto de datos colectados en un periodo de tiempo diferente. Y, 2) comparar los modelos predictivos del riesgo de mortalidad de aves mediante el método de presencias-ausencias frente a un modelo de sólo presencias (o pseudo-ausencias) en los dos periodos de tiempo. Los resultados obtenidos nos permitirán, a nivel metodológico,

evaluar la robustez del modelo de riesgo de electrocuciones frente a variaciones en los datos de partida y al método estadístico utilizado, y a nivel aplicado nos permitirá determinar qué áreas se mantienen con elevado riesgo en todos los casos evaluados, y por lo tanto deben priorizarse para su corrección.

4.2 Material y Métodos

Para el presente trabajo se recopilaron un total de 487 registros georreferenciados de mortalidad por electrocución de 30 especies ocurridos entre enero del año 2009 y diciembre del año 2012. Los registros procedieron de Centros de Recuperación de Especies Amenazadas de la Generalitat Valenciana y de las principales compañías eléctricas (Iberdrola S.A., y Eléctrica del Maestrazgo S.A.). Se comprobó que no existieran datos duplicados entre los registros aportados por los Centros de Recuperación y las compañías eléctricas. Los datos duplicados fueron eliminados de la serie de datos.

Construcción Modelos de presencia- ausencia

Para la construcción de los modelos predictivos de presencia/ausencia se utilizó la misma metodología que en el capítulo 3. El análisis de los patrones de mortalidad se realizó comparando una muestra del 75% de las cuadrículas con mortalidad con un número igual de cuadrículas sin mortalidad (Jones 2001). El 25% restante se utilizó para la validación posterior del modelo (Anadón 2007). La elección de las cuadrículas se realizó al azar dentro del área de estudio. Primero se analizó la relación entre la presencia de mortalidad de aves en cuadrículas 1 km² con las mismas variables ambientales utilizadas en el capítulo anterior, mediante modelos univariantes GLM. Para cada variable se estudiaron tanto las relaciones lineales como las cuadráticas o unimodales. (Anderson y Gribble 1998; Cushman y MacGarigal 2002). Después se construyó un modelo multivariante de respuesta (Mod_12) mediante la inclusión de variables paso a paso (*step by step*) y utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) como medida para la selección de variables (Burnham y Anderson 2002). Para la validación del modelo se utilizaron el 25% de las cuadrículas no seleccionadas en los análisis anteriores. La capacidad predictiva del modelo multivariante fue estimada mediante el cálculo del valor del Área Bajo la Curva (AUC) en un análisis ROC (*Receiver Operating Characteristics*; Fielding y Bell 1997; Manel *et al.* 2001). Valores de AUC de 0,5 a 0,7 indican baja capacidad predictiva, AUC entre 0,7 y 0,9 moderada y AUC mayores de 0,9 muy alta (Swets 1988; Boyce *et al.* 2002). Para el cálculo de la curva ROC y del AUC se utilizó la librería p.ROC en el programa estadístico R

(Robin *et al.* 2011). Tanto para los análisis univariantes como para los modelos multivariantes se utilizaron modelos lineales generalizados GLM con error Binomial y función de enlace (*logit*), y se empleó el programa de software libre R (versión 2.14; <http://www.r-project.org/>).

Construcción Modelo de pseudo-ausencias (MaxEnt)

El modelo de máxima entropía (MaxEnt; Phillips *et al.* 2006) se ha convertido en uno de los métodos más usados en el modelado de la distribución de especies (Parisien y Moritz 2009), aunque también ha sido aplicado en otras muchas disciplinas, por ejemplo en ecología, evolución o conservación (Elith *et al.* 2011). Esto se debe probablemente a que ha demostrado ser una herramienta muy útil para analizar datos escasos y / o con cobertura limitada (Elith *et al.* 2006; 2010; Hernández *et al.* 2006; Rebelo y Jones 2010) y porque además su rendimiento predictivo, según algunos autores, supera a otros métodos de modelado (Elith *et al.* 2006; Hernández *et al.* 2006; Wisz *et al.* 2008; Rebelo y Jones 2010).

El principio básico del enfoque estadístico implementado en MaxEnt es la estimación de la probabilidad de una distribución con máxima entropía, es decir, la distribución más extendida o la más uniforme, dado un conjunto de observaciones y las características ambientales del sitio donde se detecta cada observación (Phillips *et al.* 2006). Se utilizó la versión 3.3.0 del software disponible para su descarga gratuita (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>). Se calcularon dos modelos de MaxEnt, uno con el conjunto de registros de mortalidades utilizados para la construcción del Modelo de riesgo del capítulo 9, obtenido con datos hasta 2009 (Max_09) y otro con el del conjunto de datos hasta 2012 (Max_12). Para calcular los ajustes del modelo, los parámetros de MaxEnt se ajustaron a los valores recomendados por defecto para el umbral de convergencia (1.025), el máximo iteraciones (500) y los puntos de fondo (10.000).

Comparación de los Modelos

La validación los modelos se abordó en dos etapas. Primero se evaluó la estabilidad temporal comparando los modelos obtenidos con el mismo algoritmo pero con conjuntos de datos de periodos diferentes (Mod_09 vs Mod_12; Max09 vs Max_12). Posteriormente, se evaluó la sensibilidad de las predicciones a los métodos de modelado comparando los modelos GLM y MaxEnt calculados con el mismo conjunto de datos (Mod_09 vs Max 09; Mod_12 vs Max_12). La comparación de la calidad y la precisión de los modelos se realiza, generalmente,

mediante la comparación del éxito de predicción (AUC), sin embargo, esto representa una visión muy limitada de la precisión de los modelos (Austin 2007). En nuestro caso la comparación de los modelos se ha realizado mediante tres métodos (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2013): a) la comparación del ajuste general de los modelos, utilizando el valor de AUC, b) la comparación de la contribución de las distintas variables ambientales a los diferentes modelos para evaluar la consistencia de la selección y la contribución en cada algoritmo, y c) la comparación de la consistencia geográfica de los mapas producidos por cada uno de los algoritmos para evaluar la congruencia espacial en los valores de riesgo de las predicciones. Para ello se realizó la comparación de las predicciones espaciales mediante el cálculo de los coeficientes de correlación de Spearman, la diferencia absoluta entre los valores predichos por cada modelo y el error cuadrático medio (RMSE). Este último valor es utilizado frecuentemente para medir las diferencias entre los valores pronosticados por un modelo y los valores observados, estandarizando el error de predicción (Armstrong y Collopy 1992).

4.3 Resultados

Los modelos de presencia-ausencia (GLM) construidos con los datos de mortalidad de aves por electrocución entre 2009 y 2012 (Mod_12) mostraron que todas las variables analizadas salvo tres, tienen un efecto significativo. Las tres variables que no mostraron relación con la mortalidad de aves por electrocución fueron la longitud (coord. X), el porcentaje de cultivos de secano y el porcentaje de eriales y zonas sin vegetación, mientras que la variable cota (altura) fue eliminada previamente de los análisis por estar altamente correlacionada con otras dos variables (porcentaje de cultivo de regadío y distancia al cultivo de regadío). Las variables que explican un mayor porcentaje de varianza de los datos fueron la longitud de tendidos eléctricos de media tensión en cada cuadrícula (14,4%), distancia a los tendidos eléctricos (11,8%) y el porcentaje de cultivos de regadío (9,2%) (Tabla 4.3).

La comparación entre los resultados de las respuestas de la mortalidad de aves calculada con los datos hasta 2009 y de 2009- 2012 y las variables ambientales, reveló que 10 de las 13 variables incluidas en los análisis univariantes mostraron una respuesta similar. Únicamente tres variables cambiaron de una respuesta lineal a unimodal, lo que probablemente se deba a un sobreajuste de la respuesta y no a un cambio en el patrón.

Las diferencias en el porcentaje de varianza explicada por las variables entre el modelo de 2012 y el modelo de 2009 fueron menores al 4% para todas las variables, salvo en tres casos. La longitud de tendidos aumentó un 6,4% el porcentaje de varianza explicada en el

modelo 2012, la variable de distancia al regadío disminuyó un 10,6 % en el modelo 2012 y la latitud (coord. Y) cayó un 8,5% en el nuevo modelo.

El modelo multivariante de 2009-2012 (Mod_12) alcanzó una *deviance* explicada de 23,9% y mostró una capacidad predictiva moderada (AUC 0,76). Ambos valores fueron menores que los que mostró el modelo construido con los datos hasta 2009, siendo la diferencia de un 3% y 2% respectivamente (ver tabla 4.4).

Tabla 4.3. Variables Ambientales relacionadas significativamente con la presencia de aves electrocutadas en las escalas de estudio 1km. Se indica el estimador (+ positiva, - negativa, +- unimodal positiva o -- unimodal negativa); el porcentaje de la varianza de los datos explicada (D^2) y la significación (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$).

Variables	Mod_12			Mod_09		
	Esti	D ² (%)	Signif	Esti	D ² (%)	Signif
Long. Tendido	+-	14,4	**	+-	8,0	**
Dist. Tendido	-+	11,8	**	-	12,8	**
% Regadío (Frut + Herb)	+-	9,2	**	+-	8,9	**
Dist. Regadío	-+	6,3	**	-+	16,9	**
Pendiente Media	-	6,0	**	-	7,1	**
% de Pinar	-	5,0	**	+-	1,3	*
Dist. a Carreteras	-	4,9	**	-	4,5	**
Latitud	-+-	5,2	**	-+-	11,7	**
% de Humedales	+-	2,5	**	+-	0,9	NA
% Quercíneas	-	2,2	**	-	1,8	*
% de Matorrales	-	0,9	*	-	2,8	**
% de Zonas Urbanas	+-	1,7	**	-	2,5	**
% de Erial / Sin Veg.	+-	1,6	NA	+-	2,3	*

Tabla 4.4 Modelos multivariantes de mortalidad según diferentes conjuntos de datos de mortalidad. Se indican las variables que componen el modelo más parsimonioso y el porcentaje de la varianza explicada (% D^2).

Modelo	Variables Incluidas	% D ²	AUC
Mod_12	Lat (Y) + Long (X) + Long Tend + % Hum + % Urb + Pend Media + Dist carr + % Reg	23,9 %	0,76
Mod_09	Lat (Y) + Dist. Tend + Dist. Reg + % Querc	26,9%	0,78

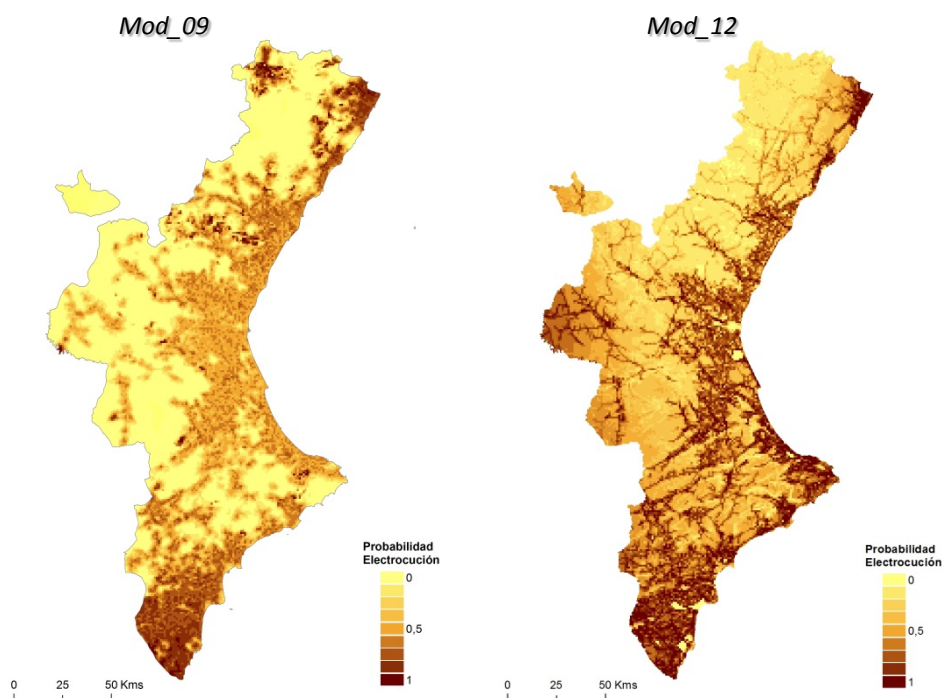


Figura 4.1 Proyecciones de los modelos multivariantes del riesgo de electrocución mediante GLM en la Comunidad Valenciana (Mod_09 izquierda; Mod_12 derecha).

Las variables con mayor porcentaje de contribución en ambos modelos fueron la longitud y la distancia a los tendidos eléctricos de media tensión y la longitud espacial (coord. Y) (ver tabla 4.3). La capacidad predictiva de ambos modelos fue moderada, el modelo MaxEnt 2009 proporcionó un valor de AUC de $0,83 \pm 0,03$ mientras que el modelo MaxEnt 2012 mostró un valor de $0,79 \pm 0,02$. La proyección de ambos modelos únicamente mostró como área de elevada mortalidad el sur de Alicante. Además el modelo de 2012 (Max_12) predijo un área de elevada mortalidad en el norte de Castellón y otra en el interior de Valencia (ver figura 4.2).

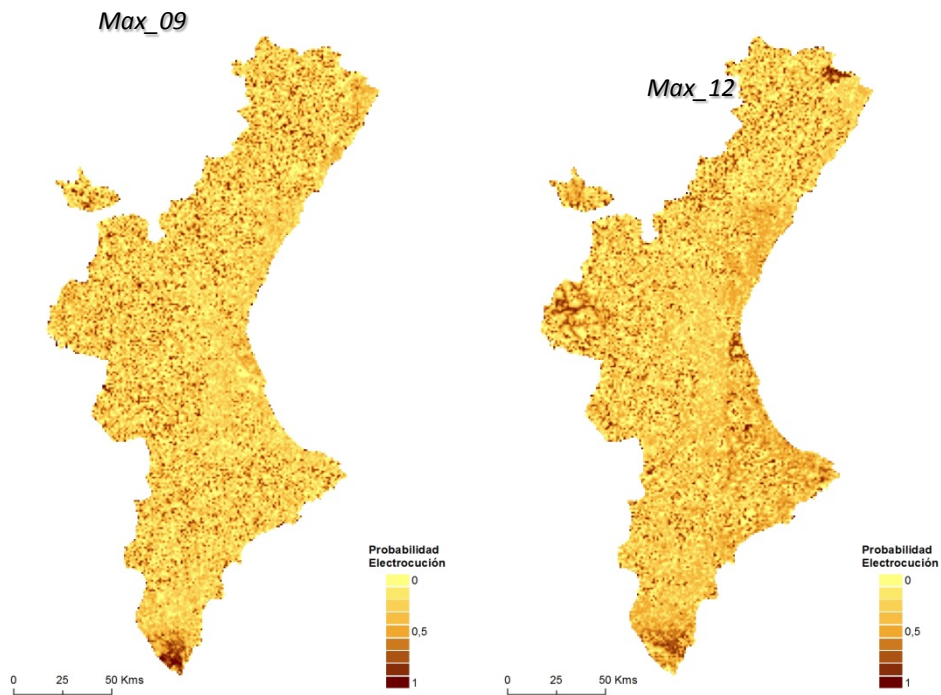


Figura 4.2. Mapas de probabilidad de riesgo de electrocución en la Comunidad Valenciana. MaxEnt 2009 izquierda y MaxEnt 2012 derecha.

Tabla 4.3. Contribución de las variables al Modelo MaxEnt. % de contribución de la variable (% contrib.) e importancia en la permutación (Perm. Imp.)

Variable	Max_09		Max_12	
	% contrib.	Perm. imp.	% contrib.	Perm. imp.
Longitud	30,0	5,2	11,8	15
Dist. Tendido	20,9	14,1	14,2	4,6
Long. Tendido	12,5	9,4	43,5	18,7
Dist. Urbano	7,0	11,6	1,4	5,1
Cota	5,5	6,8	3,5	6,4
Dist. Reg	5,4	3,1	0,8	1,5
% Pinar	3,1	10,1	2,2	9,8
% Erial	2,4	1,0	0,7	0,9
% Humedales	2,3	4,3	1,7	2,1
% Matorral	2,1	8,0	2,6	7,4
% Cult. seco	2,1	1,7	2,4	4,8
Latitud	1,8	3,1	7,9	10,8
Dist. carretera	1,2	3,0	0,2	0,6
% Urbano	1,1	3,3	3,1	5,3
% Quercíneas	0,9	7,7	0,5	0,7
% Cult. Regadío	0,9	3,2	0,3	1,9
Pend. media	0,7	4,4	3,1	4,4

Comparación entre tipos de modelos

La sensibilidad temporal para los modelos GLM mostró una cierta correlación en los valores predictivos ($r_s = 0,53$) y un error cuadrático medio de $0,19 \pm 0,12$. Mientras que los modelos MaxEnt mostraron una correlación baja ($r_s = 0,13$), pero un error cuadrático medio menor que los GLM, ($RSME = 0,16 \pm 0,15$) (ver tablas 4.4 y 4.5). El análisis de congruencia espacial de los modelos GLM mostró importantes diferencias en las predicción del riesgo de mortalidad en el interior de la provincia de Valencia (Requena – Utiel – Fuenterrobles y Ayora), Sur del Cabo de San Antonio y en el noroeste y límite de sur de la provincia de Castellón (ver figura 4.3). Por el contrario los modelos MaxEnt no mostraron una congruencia espacial en las diferencias de las predicciones, salvo una pequeña área en el norte de Castellón, y el sur de Alicante (ver figura 4.3).

El análisis de la sensibilidad por el algoritmo mostró importantes diferencias en las predicciones entre algoritmos para cada conjunto de datos. Mientras que para el conjunto de datos hasta 2009 los modelos GLM y MaxEnt mostraron una correlación de $r_s = 0,03$, en el periodo siguiente la correlación fue de $r_s = 0,19$. A pesar de este aumento, los valores de correlación entre las predicciones fueron bajos. En ambos casos el valor de RSME es mayor que los encontrados para la sensibilidad temporal de los modelos (todos $= 0,21$, ver tabla 4.5). Las diferencias espaciales (Dif) entre modelos fue más evidente que en el caso anterior, probablemente empujado por los modelos GLM. En ambos modelos se percibe que los modelos GLM alcanzaron mayores valores de riesgo en toda la costa, sur de Alicante y la huerta de Valencia. Por el contrario los modelos MaxEnt predijeron mayor riesgo en las zonas de interior de las tres provincias (ver figura 4.4)

Tabla 4.4 Matriz de correlaciones de Spearman (r_s) entre los modelos calculados.

	Mod_09	Mod_12	Max_09	Max_12
Mod_09	1,0			
Mod_12	0,53	1,0		
Max_09	0,04	0,03	1,0	
Max_12	0,13	0,19	0,13	1,0

Tabla 4.5 Matriz de diferencias en la capacidad predictiva de los modelos AUC (%) y en el error cuadrático medio de las predicciones (RSME, media y desv. estándar).

	Mod_09		Max_12	
	AUC	RSME	AUC	RSME
Max_09	5%	$0,21 \pm 0,15$	7%	$0,16 \pm 0,15$
Mod_12	2%	$0,19 \pm 0,12$	3%	$0,21 \pm 0,13$

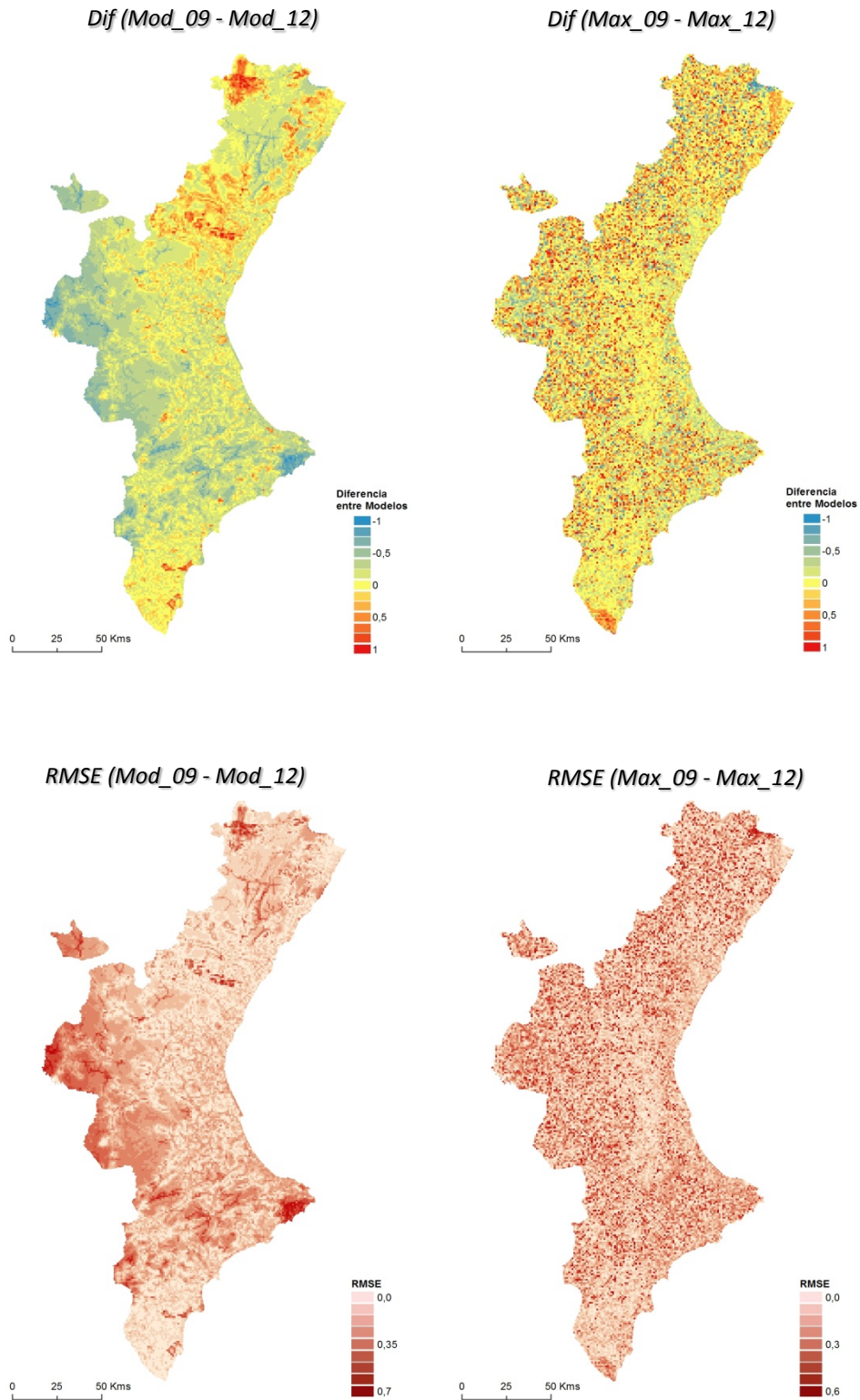


Figura 4.3. Mapas de las diferencias y el error cuadrático medio RMSE de la probabilidad de riesgo de electrocución en la Comunidad Valenciana calculada a partir de los modelos GLM (Mod_09 y Mod_12) y MaxEnt (Max_09 y Max_12) para los dos conjuntos de datos analizados (hasta 2009 y 2009-2012).

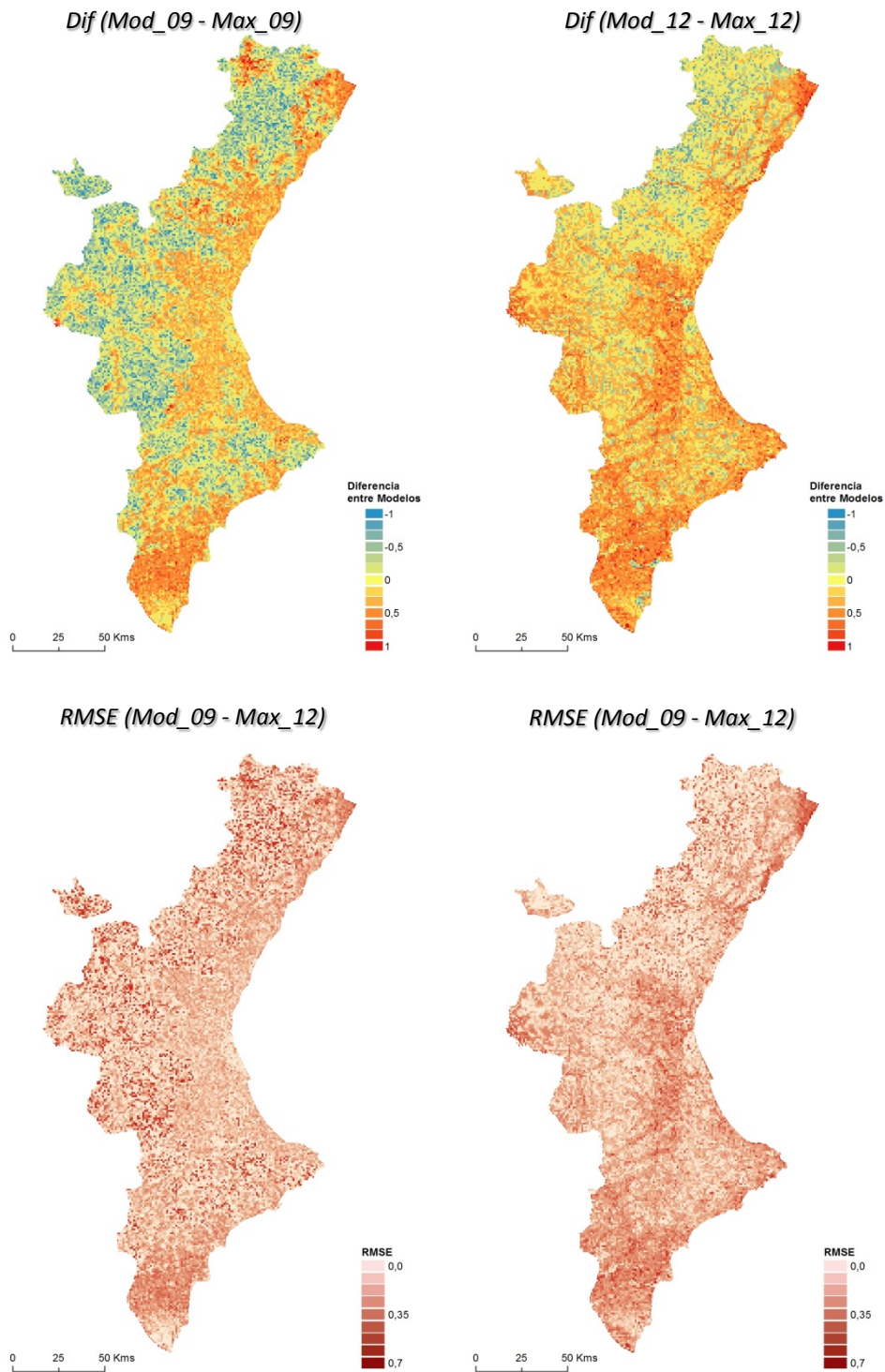


Figura 4.4. Mapa de la diferencias y el error cuadrático medio RMSE de la probabilidad de riesgo de electrocución en la Comunidad Valenciana calculada a partir de los modelos GLM (Mod_09 y Mod_12) y MaxEnt (Max_09 y Max_12) para los dos conjuntos de datos analizados (hasta 2009 y 2009-2012).

4.4 Discusión

Los resultados de los análisis mostraron que el modelo utilizado para identificar los valores de riesgo de mortalidad de aves en la Comunidad Valenciana resultó más sensible a la utilización de algoritmos estadísticos diferentes que al uso de datos tomados en diferentes periodos de tiempo. Por su parte, el efecto e importancia de las variables ambientales sobre el riesgo de electrocución se mostró muy robusta, ya que, no varió ni entre los dos periodos de tiempo analizados, ni al utilizar diferentes algoritmos matemáticos. El riesgo de mortalidad por electrocución se relacionó con la distancia y densidad de los tendidos eléctricos de media y baja tensión, como era esperable, y con la presencia de cultivos de regadío. Además mostró un patrón con una fuerte tendencia espacial, lo que se había sugerido en el capítulo anterior como un reflejo del patrón agregado que muestra la mortalidad en tendidos eléctricos (Mañosa 2001; Guil *et al.* 2011), como consecuencia, por ejemplo, del agregamiento en las zonas de reproducción de algunas rapaces o de la concentración de ejemplares juveniles (Mañosa *et al.* 1998; Sánchez-Zapata *et al.* 2003; Pérez-García *et al.* 2012).

La elevada sensibilidad a la utilización de diferentes algoritmos fue inesperada. Los modelos GLM y los modelos MaxEnt mostraron valores muy similares de capacidad predictiva aunque ligeramente superiores para los modelos MaxEnt (AUC entre un 3% y un 5% mayor). A pesar de esto todos los valores de AUC fueron superiores a 0,75, lo que se considera adecuado para su uso en la planificación de acciones de conservación (Pearce y Ferrier 2001). En cambio, la salida espacial de las predicciones difirió fuertemente entre ellos. Mientras que los modelos GLM, mostraron una salida espacial definida, los modelos MaxEnt, fueron altamente variables en escalas pequeñas, por lo que las proyecciones del modelo no permitían identificar con claridad áreas de elevada mortalidad. Asimismo, se observó una baja correlación entre la predicción de los modelos MaxEnt, tanto con los modelos GLM ($r_s < 0,13$); como entre ellos ($r_s = 0,19$). Por su parte, los dos modelos basados en técnicas de regresión se mostraron coherentes en la distribución de las áreas de riesgo a pesar de las diferencias en el rango de los valores predictivos.

La elección de los modelos estadísticos podría determinar una parte importante de las variaciones en las proyecciones de los modelos de distribución de especies (Dormann *et al.* 2008; Buisson *et al.* 2010). Por ejemplo, en nuestro caso el enfoque basado en la modelización de la presencia y pseudo-ausencias de datos parecía, a priori, especialmente adecuada, dado que gran parte de las electrocuciones no se detectan debido a sesgos en el muestreo de las

zonas, de la estructura del hábitat o debido al consumo por carroñeros (Bevanger 1999; Ponce *et al.* 2012). Recientes trabajos han aplicado esta técnica satisfactoriamente a problemas de conservación dónde la información disponible es escasa o incompleta, o la capacidad de detección de la presencia u ocurrencia de los registros es limitada, como es la localización de eventos de intoxicación de fauna (Mateo-Tomás *et al.* 2012) o el muestreo de algunos taxones como los quirópteros (Santos *et al.* 2013). Pero esta característica propia, a su vez, puede ser un defecto de este tipo de modelos, y tal y como se señala en algunos trabajos, pueden incurrir en una elevada proporción de falsos negativos que generen a su vez una elevada incertidumbre en las predicciones (*i.e.* Peron *et al.* 2010). Proporcionalmente los modelos de sólo presencias sufren un mayor sobreajuste que los modelos GLM (Hastie *et al.* 2001; Dormann *et al.* 2008), y desequilibrio en la selección de los puntos de fondo (*background*) elegidos, los cuales pueden afectar fuertemente los resultados (Elith *et al.* 2006; 2010; Chefaoui y Lobo 2008; Jiménez- Valverde *et al.* 2009; Phillips *et al.* 2009; Lobo y Tognelli 2011). Generalmente, este último problema, se puede solucionar realizando una selección dirigida de las áreas que menos probabilidad tienen de presencia de la especie (u ocurrencia de un evento). Pero nuestro caso no podíamos excluir ninguna zona a priori como *pseudo*-ausencia. Intentar seleccionar puntos de fondo, por ejemplo en cuadrículas con tendidos eléctricos ya construidos, podría mejorar la predicción de los modelos MaxEnt (Phillips *et al.* 2009). A pesar de esto, el uso de *pseudo*-ausencias dirigidas, condiciona el valor predictivo de los modelos, reduciéndolo debido a una baja calibración y menor poder de discriminación (Chefaoui y Lobo 2008; Millar y Blouin-Demers 2012).

Por su parte, aunque son ampliamente aplicados en los estudios ecológicos, los modelos lineales generalizados GLM, también muestran varias debilidades en la predicción. Por una parte si las ausencias tienen asociado una elevada tasa de falsas ausencias, esto puede comprometer fuertemente los resultados del modelo. Además, estas técnicas muestran más dificultades para hacer frente a las relaciones ecológicas complejas (Elith *et al.* 2006).

En nuestro caso los modelos GLM se mostraron altamente estables en el tiempo, tanto en los valores de correlación ($r_s=0,56$) como en los valores de RMSDE y las diferencias de predicción espacial. En este punto es interesante destacar que gran parte de las áreas de elevado riesgo identificadas en el modelo GLM con los datos de 2012 (Mod_12), coincidían perfectamente con las áreas de elevada mortalidad señaladas durante la revisión de expertos realizada durante el proceso de selección de áreas propuestas para la corrección de tendidos eléctricos (Capítulo 3). Este hecho confirma que incluir la opinión de expertos en los procesos de selección de áreas protegidas puede ser un buen método complementario a los modelos

predictivos estadísticos que permite identificar áreas no detectadas por el modelo (Cowling *et al.* 2003; Anadón *et al.* 2009; Elbroch *et al.* 2011). Por estos motivos el método de modelado mediante GLM, a pesar de que mostró AUC ligeramente más bajos, fue el que mejor se ajustó a nuestros datos y a nuestros objetivos.

Aunque la utilización de varios algoritmos es bastante frecuente en la evaluación de las incertidumbres de las predicciones de los modelos (Elith y Graham 2009), el uso de datos independientes es muy escaso, y como consecuencia, trabajos que combinen ambas aproximaciones para evaluar la sensibilidad de los modelos son, prácticamente, inexistentes (Elith y Leathwick 2009). Uno de los escasos artículos es el trabajo publicado por Cianfrani *et al.* (2010), en el que se evalúa los modelos de predicción del área de recolonización por la nutria (*Lutra lutra*) en el sureste de Italia. En este caso encontraron una moderada correlación entre set independientes de datos, *p.e.* en el modelo de solo presencias $r_s = 0,73$ y en el modelo de presencia/ausencia $r_s=0,59$. Estos resultados son muy similares al obtenido en nuestros caso para el modelo de sólo presencia, pero difieren enormemente en le caso de los modelos de sólo presencia.

Implicaciones para el diseño de las áreas prioritarias en la CV

Varias zonas se mostraron especialmente estables durante el proceso de evaluación de incertidumbre de las predicciones. Por una parte, zonas con baja mortalidad como amplias áreas en el centro de Valencia y de Castellón, que suelen ser superficies llanas y de regadío. También las zonas de elevado riesgo se mostraron concordantes entre los modelos evaluados en el sur de Alicante (Sierra Escalona) y el interior de Valencia (Fuenterrobles). Esto puede deberse a que son zonas con una elevada y constante mortalidad de aves, y ambientalmente semejantes, formadas por pinares abiertos mezclados con secanos, lo que podría ser la causa de que haya más especies de grandes rapaces y, por lo tanto, mayor riesgo. Entre las zonas que aparecen con una mayor diferencia entre métodos, se sitúa el norte y el interior de Castellón. Esto puede ser debido a que en estas zonas se localiza un menor número de aves electrocutadas, y además son ambientalmente muy diferentes al resto del área de estudio.

Conclusiones y Recomendaciones para la validación de modelos

Evaluar la sensibilidad de un modelo, mediante el análisis del grado de incertidumbre en las predicciones, es un paso esencial en la construcción y validación de los mismo, y permite

mejorar los modelos futuros, paso especialmente importante cuando son aplicados directamente en la toma de decisiones o en la gestión ambiental (Loiselle *et al.* 2003; Guisan *et al.* 2006). En el presente trabajo hemos analizado la sensibilidad de los modelos de electrocución utilizando conjunto de datos independientes y algoritmos matemáticos diferentes. Los resultados nos han permitido detectar las diferencias en los ajustes de predicción de cada modelo y la estabilidad en la contribución de las variables ambientales al riesgo de electrocución de aves a gran escala en la Comunidad Valenciana.

Nuestros resultados, además, sugieren que la utilización de conjuntos independientes de datos podría ayudar a la evaluación de la incertidumbre en las predicciones de los modelos predictivos. Por último, la utilización tanto de las diferencias brutas en las predicciones (Dif) como el error medio cuadrático (RMSE), se mostró como una herramienta muy adecuada para identificar espacialmente las fuentes de incertidumbre en las predicciones, y así poder evaluar la contribución de la configuración de las características ambientales locales o de la distribución de las observaciones (presencias, ausencias o falsas ausencias), sobre ellas. La proyección de los mapas de errores cuadráticos permite identificar las zonas de mayor incertidumbre de los modelos y así dirigir los esfuerzos de muestreo con el fin reducir la ausencia de datos, causa probable de los errores de predicción.

Hasta este momento no existe consenso sobre que técnicas o algoritmos muestran resultados con un mejor ajuste a la realidad, y se desconoce por qué las salidas de los modelos predictivos realizados con datos similares pueden mostrar enormes diferencias (Elith y Graham 2009). Por este motivo, cada vez está siendo más aceptada la construcción de modelos de ensamble utilizando conjuntamente las predicciones de varios algoritmos (Araújo y New 2007; Marmion *et al.* 2009; Jones-Farrand *et al.* 2011). Este método podría ser aplicado en un futuro en la construcción de modelos de riesgo de electrocución, para evaluar las áreas de alta mortalidad.

Anexo Capítulo 4

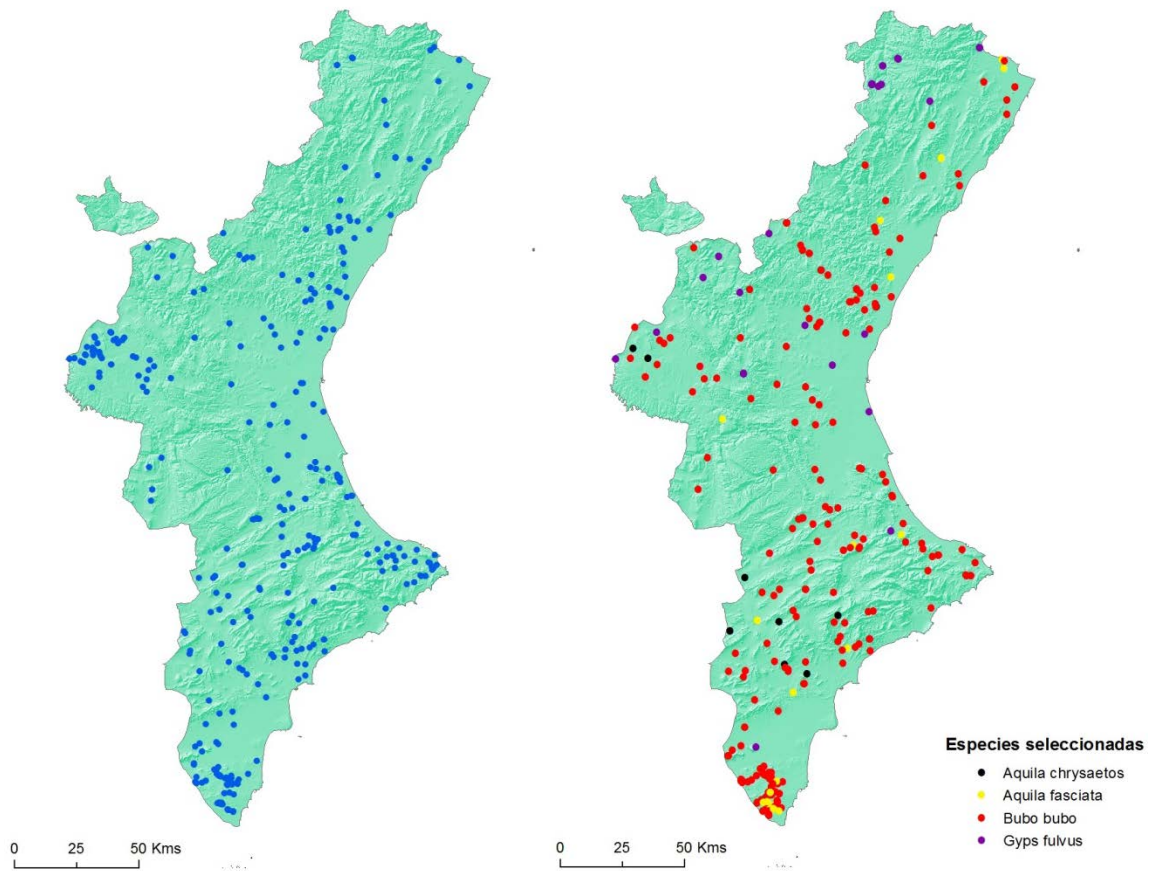


Figura 4.5 Distribución espacial de las electrocuciones registradas en la Comunidad Valenciana en el periodo 2009-2011. (Izquierda: Total registros; derecha: Especies seleccionadas)

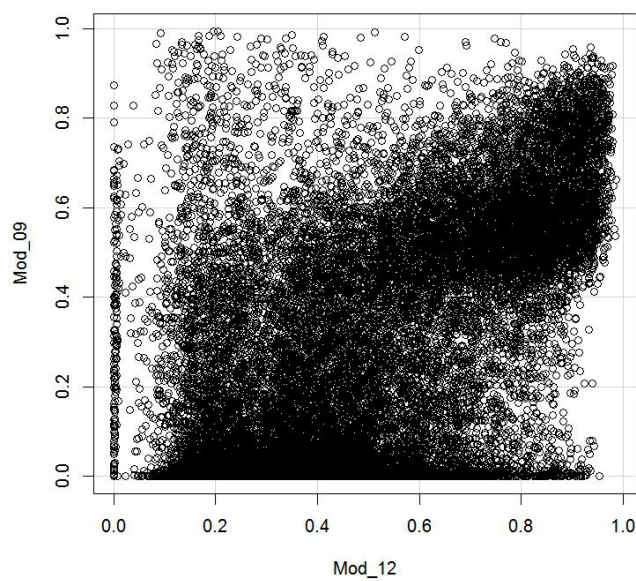
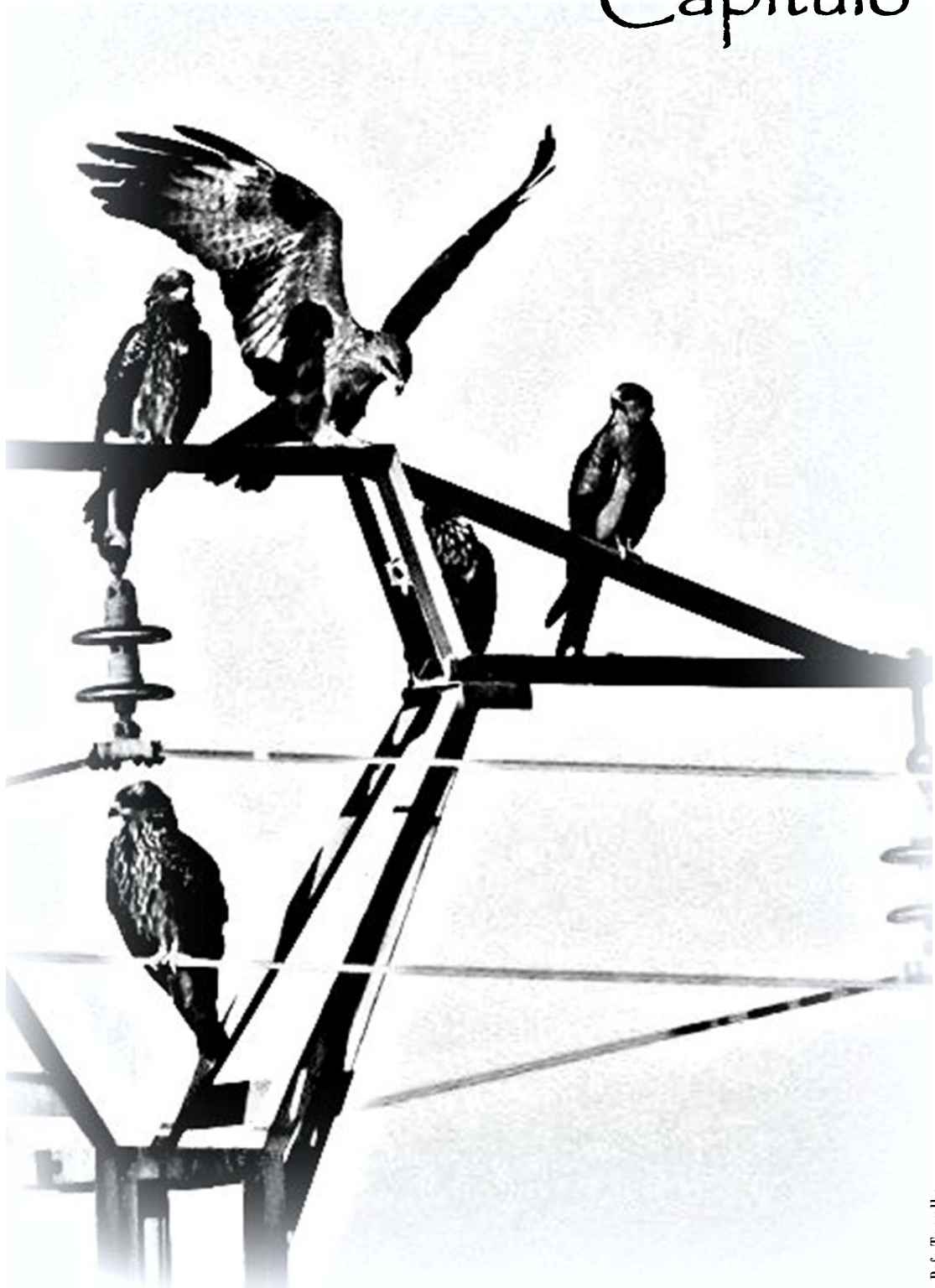


Figura 4.6 Gráfica de los ajustes de las predicciones del Mod_09 al Mod_12 ($r_s = 0,56$)

Capítulo 5



Rafa Torralba

Validación de modelos predictivos para la identificación a gran escala de áreas para la protección de las aves frente a la electrocución

5.1 Introducción

Durante las últimas décadas se ha producido un incremento muy notable en el empleo de complejas técnicas de modelado ecológico aplicado a la biología de la conservación. No obstante, se invierte mayor esfuerzo en la elaboración de sofisticados procedimientos estadísticos destinados a obtener mejores resultados de inferencias sobre áreas no incluidas en la muestra (por ejemplo Zuur *et al.* 2007; Elphick 2008) que en el esfuerzo dedicado a validar los modelos predictivos mediante la comparación de las estimaciones con datos de campo (Oreskes *et al.* 1994; Rykiel 1996). Tal y como explican Blanco *et al.* (2012), los sesgos y errores cometidos durante el muestreo y la obtención de datos pueden aumentar la incertidumbre de cuando se realizan inferencias y cálculos sofisticados para la predicción de parámetros biológicos a gran escala. Existe una escasa tendencia a la validación de los modelos predictivos mediante la toma de nuevos datos en campo (James y MacCulloch 2002; Elith *et al.* 2006) aunque existen algunos ejemplos (*p.e.* Ferrier y Watson 1997, Elith y Burgman 2002; Raxworthy *et al.* 2003, Peterson 2005; Cianfrani *et al.* 2010), pero la validación es crucial si deseamos calcular el ajuste de nuestras predicciones y evaluar los factores implicados en el desajuste. Varios autores han proporcionado directrices para la validación de modelos, aunque las decisiones metodológicas deben estar supeditadas a la intención del usuario (Araújo y Peterson 2012).. Por lo tanto, resulta esencial la realización de un proceso de validación posterior en el campo para sustentar la aplicación de modelos predictivos en la toma de decisiones (Oreskes *et al.* 1994; Rykiel 1996; Yoccoz *et al.* 2001; Pullin *et al.* 2004; Sutherland *et al.* 2004; Nichols y Williams 2006; Gaston y Fuller 2007; McDonald-Madden *et al.* 2010).

La combinación de modelos predictivos de riesgo y mapas de sensibilidad de especies mostró ser una herramienta útil para optimizar el proceso de identificación de zonas de alta mortalidad de aves en tendidos eléctricos (Cap 3), evidenciando una elevada estabilidad

temporal (Cap 4). De hecho, este proceso ha sido utilizado por la administración regional para el establecimiento de las zonas de protección de la avifauna contra la electrocución, y se han ordenado medidas para la reducción de la mortalidad de aves en líneas eléctricas de alta tensión de la Comunidad Valenciana (DOGV 2010/11759). En esta resolución se incluían la red de zonas ZEPA publicadas en el DOGV 2009/ 6699 y once áreas prioritarias designadas por la elevada mortalidad y o riesgo de electrocución de especies catalogadas a partir del modelo calculado en el Capítulo 3 de la presente tesis.

Dado que los resultados de los modelos predictivos han tenido una repercusión importante sobre las acciones de conservación, es necesario realizar una validación de los datos predictivos en el campo, detectar las áreas no coincidentes e investigar las causas de las disconformidades entre el modelo y los datos de campo. Por lo tanto el objetivo de este capítulo es la realización de una validación de las zonas prioritarias seleccionadas en el modelo de riesgo de electrocución en la Comunidad Valenciana y a partir del muestreo *in situ* de los tendidos eléctricos, analizar la correspondencia entre la mortalidad detectada y las predicciones del modelo de riesgo.

5.2 Material y Métodos

Entre enero 2009 y diciembre 2012 se revisaron los tendidos eléctricos en 8 de las 11 áreas prioritarias aprobadas en el decreto valenciano de áreas prioritarias DOGV 2010/11759 (ver Figura 5.1) con el objetivo de evaluar la mortalidad de aves por electrocución. Estas áreas son una parte de la propuesta de áreas prioritarias que se identificaron en el Capítulo 3. La selección de estas zonas fue realizada por parte de gobierno regional según criterios políticos y administrativos.

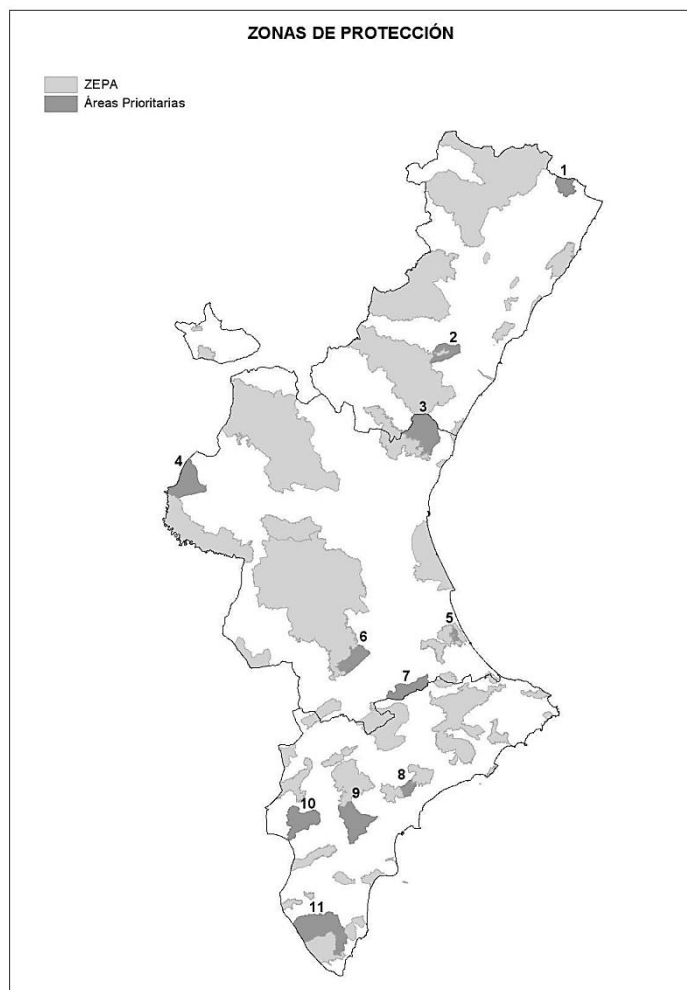


Figura 5.1. Mapa de las zonas de protección (áreas prioritarias y zonas ZEPA) aprobadas en el DOGV 2010/11759 para corrección de tendidos eléctricos en la CV. En el presente estudio se muestrearon 8 de las 11 áreas prioritarias (todas excepto la 5, 6, y 8).

- 1- Rosell y Canet Lo Roig
- 2- Sierra de Espadán
- 3- Vall d'Uxo-Sagunto-Marjal de la Almenara
- 4- Fuenterrobles
- 5- Montdúver- Marjal de la Safor
- 6- Montesa
- 7- Umbria del Benicadell
- 8- Montnegre –Cabeço d'Or
- 9- Monforte del Cid
- 10- Sierra del Coto
- 11- Sierra Escalona – Dehesa de Campoamor

Caracterización de los apoyos

En cada una de las áreas se caracterizaron más del 90% de los apoyos instalados. No se pudo muestrear el 100% de los apoyos instalados principalmente debido a la falta de permiso para acceder a algunas fincas privadas. Para cada apoyo se anotaron las características técnicas básicas: tipo de cruceta (por ejemplo: bóveda, cruz, horizontal, tresbolillo...), número de aisladores rígidos, nº de aisladores suspendidos, derivaciones, interruptores, medidas anti electrocución, tipo de material de construcción y toma de tierra (Mañosa 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011; Dwyer *et al.* 2013). Dependiendo de las características anteriores, y conforme a los estudios previos de mortalidad y la normativa española de tendidos eléctricos (RD 1432/2008), cada uno de los postes se clasificó como potencialmente peligroso o no peligroso. Se revisó la mortalidad de aves mediante inspecciones debajo de los postes y su entorno (aprox. 10 m alrededor del poste). Cada revisión duró normalmente de 3 a 5 minutos, dependiendo de la presencia de cobertura arbustiva. Este tiempo se consideró como suficiente

para encontrar incluso los restos escasos y fragmentados de un cadáver antiguo en zonas con elevada cobertura vegetal. Cuando se localizó un cadáver se anotó, siempre que fue posible, la especie, la edad, el sexo y estado del cadáver (en tres categorías: reciente, viejo, muy viejo dependiendo del estado del cadáver o los restos). La causa de la muerte se determinó primero mediante una aproximación visual en el campo y después se enviaron los cadáveres al Centro de Recuperación de Especies Amenazadas de la Comunidad Valenciana para su necropsia y confirmación.

Fiabilidad del modelo y tasas de electrocución

Se calculó la fiabilidad del modelo a partir del porcentaje de áreas en las que se verificó mortalidad de alguna especie incluida en la “Directiva Aves” (79/409/CEE). En cada una de las áreas se calculó la tasa de mortalidad como el número de individuos electrocutados registrados por cada 100 apoyos muestreados. También se calculó el número de apoyos muestreados en cada área hasta que se localizó la primera electrocución.

Con el objetivo de comparar entre el modelo de riesgo elaborado en el capítulo 3 (Mod_09) y en los modelos de evaluación de la sensibilidad del capítulo 4 (Mod_12, Max_09 y Max_12), se calcularon para cada una de las áreas muestreadas los valores descriptores de cada uno de los modelos de probabilidad de riesgo (media, desviación estándar y valores máximo y mínimo del valor predictivo de riesgo de electrocución en cada cuadrículas 1x1 km²).

Análisis estadísticos

Para evaluar la relación entre tasa de electrocución (nº individuos electrocutados estandarizado por el número de apoyos muestreados) y las variables incluidas en los muestreos, se estudió la relación entre a) el porcentaje de apoyos con electrocución y el número de apoyos total muestreados y b) la tasa de mortalidad con respecto al tamaño de las áreas prioritarias, el número de apoyos muestreados, el nº apoyos muestreados hasta la primera electrocución y la densidad de apoyos en el área (nº apoyos/km²). Para estos análisis se utilizaron regresiones lineales ajustadas para muestras pequeñas (Zar 1999).

Se estudió la relación entre la composición y la peligrosidad de las líneas instaladas en cada una de las áreas, con la mortalidad detectada en cada una de ellas y con el riesgo predicho por los modelos mediante técnicas de regresión. Antes de comenzar a construir los modelos, se procedió a la evaluación de la colinealidad entre todas las variables incluidas mediante el cálculo de los coeficientes de correlación de *Spearman* (ver Material y Métodos del Capítulo 3). Se elaboraron tres modelos multivariantes que relacionaron la mortalidad de cada área en función de tres grupos de variables: 1) características de los apoyos, 2) tamaño

del área y nº apoyos muestreados y 3) *los cuatro* modelos de riesgo (Mod_09; Mod_12; Max_09 y Max_12). Para ello se utilizaron modelos lineales simples LM's (Searle 1971). Cada modelo fue construido extrayendo las variables paso a paso (*step by step*) utilizando el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc; Burnham y Anderson 2002). Además calculamos el valor del delta AICc (Δ AIC) y el peso relativo de AIC (Weight AIC) para determinar el mejor modelo (Burnham y Anderson 2002).

Tanto para los análisis de regresiones simples como para los modelos lineales multivariantes se empleó el programa de software libre R (<http://www.r-project.org/>).

Tabla 5.1 Descripción de las variables utilizadas en los modelos. Unidades de medida (Unid).

Variable	Descripción	Unid	
Características Apoyos			
Tipos de Cruceta	T	Porcentaje de apoyos con cruceta horizontal	%
	TR	Porcentaje de apoyos con cruceta en tresbolillo	%
	B	Porcentaje de apoyos con cruceta en bóveda	%
	CR	Porcentaje de apoyos con cruceta en cruz	%
	CT	Porcentaje de apoyos con caseta de transformación	%
Material poste	N_Met	Porcentaje de postes no metálicos	%
	Mad	Porcentaje de postes de madera	%
	Hor	Porcentaje de postes de hormigón	%
Extra en la Cruceta	Ant_elec	Porcentaje de apoyos con antielectrocución	%
	Secc	Porcentaje de apoyos con seccionadores	%
	Interr	Porcentaje de apoyos con interruptores	%
	Trans	Porcentaje de apoyos con transformador	%
	Deriv	Porcentaje de apoyos con derivaciones	%
	Ais_rig	Porcentaje de apoyos con aisladores rígidos	%
Peligro	Peligr	Porcentaje de apoyos clasificados como peligrosos RD1432/2008	%
Descripción del área			
Superficie	Área	Área total de la zona muestreada	km ²
Tendidos	Apoy_km2	Densidad de apoyos en el área	ap./km ²
	N total	Número total de apoyos muestreados	n
	Ap_mort	Porcentaje de apoyos con mortalidad	%
Modelos de Riesgo			
Modelos	Mod 09	Valor del modelo de riesgo en cada área. Para cada una de estas variables se calculó media (mod_med), desviación estándar (mod_sd) y sumatorio de todas las cuadrículas (mod_sum)	coef.
	Mod 12		
	Max 09		
	Max 12		

Cuadro 2. Características técnicas de los apoyos eléctricos

Material del apoyo



Metálico



Madera

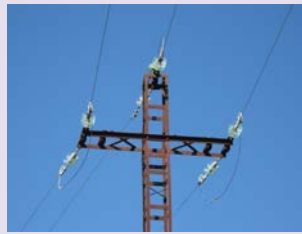


Hormigón

Tipo de cruceta y elementos extras



Bóveda



Cruz



Horizontal



Tresbolillo



Caseta de transformación



Transformador



Seccionadores e interruptores



Derivación



Antielectrocución

Más información sobre apoyos y estructuras de los tendidos ver Glosario

5.3 Resultados

Se revisaron un total de 3.973 apoyos en áreas prioritarias, localizando un total de 128 aves electrocutadas de 21 especies diferentes, siendo el 61,3 % aves rapaces (listado detallado en el Anexo 5.1). Las especies más afectadas fueron el búho real (*Bubo bubo*), 31 ejemplares, el cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), 11 ejemplares, el águila calzada (*Aquila pennata*), 9 ejemplares, y la culebrera europea (*Circaetus gallicus*) con 6 ejemplares.

En 6 de las 8 áreas muestreadas se registró, al menos, un ejemplar electrocutado. Únicamente en la Sierra del Coto y en San Rafael no se localizó ningún ejemplar. Por lo tanto, la fiabilidad del modelo de delimitación de áreas propuesto se estima en un 75%.

En el 50% de las áreas con electrocución se confirmó la presencia de aves electrocutadas con menos de 15 apoyos muestreados, mientras que el 100% se alcanzó con tan solo 67 apoyos muestreados (Figura 5.2). El número de apoyos muestreados hasta la primera electrocución no se relacionó con la tasa de electrocución ($R^2 = 0,07$, $F_4 = 1,39$, $p = 0,30$), aunque si mostró relación parcialmente significativa con el tamaño de cada una de las áreas ($R^2 = 0,47$, $F_4 = 5,50$, $p = 0,079$).

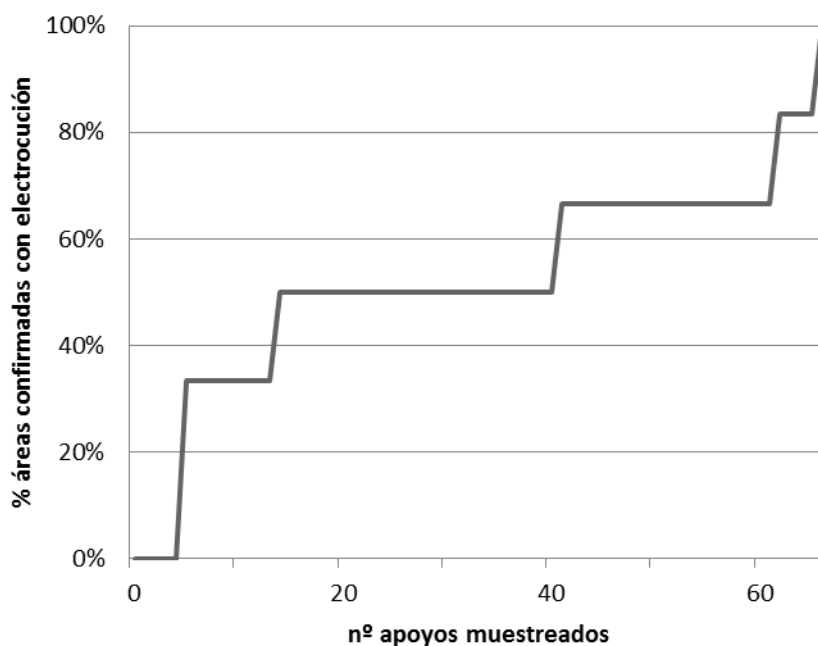


Figura 5.2 Curva de acumulación entre el porcentaje de áreas y el número de apoyos muestreados hasta detectar la primera electrocución.

En las áreas dónde se detectaron electrocuciones el porcentaje de apoyos con mortalidad varió entre 0,7% a 7%. Este porcentaje fue independiente del número de apoyos

muestreados ($R^2 = -0,14$, $F_6 = 0,10$, $p = 0,76$). La tasa de mortalidad varió entre los 1,2 indvs/100 apoyos del Tabayal a los 8,6 indvs/100 apoyos detectado en Sierra Escalona (Tabla 5.1). La tasa de mortalidad no se relacionó con el número de apoyos muestreados ($R^2 = -0,15$, $F_6 = 0,09$, $p = 0,78$), ni con la densidad de apoyos ($R^2 = -0,04$, $F_6 = 0,71$, $p = 0,43$), ni con el porcentaje de apoyos peligrosos ($R^2 = -0,09$, $F_6 = 0,43$, $p = 0,53$). Únicamente se relacionó con el tamaño de las áreas estudiadas ($R^2 = 0,57$, $F_6 = 10,29$, $p < 0,05$; Figura 5.3).

Tabla 5.2 Tabla descriptora de las áreas muestreadas y de las electrocuciones detectadas. Se indican la superficie de cada área (km^2), el número de apoyos muestreados, el porcentaje de apoyos con mortalidad, el total de individuos electrocutados, el porcentaje del total de rapaces electrocutadas, la tasa de mortalidad (n^o individuos por cada 100 apoyos muestreados), y los resúmenes

Zonas	Área km^2	Apoyos				Mortalidad		
		% Peligr.	% Antielec.	% con mort	Total muestr.	indvs	% rap	ind/100
San Rafael / Canet lo Roig	59	41,8	4,9	0,0%	111	0	0	0,0
Sitjar / Sierra Espadán	78	46,4	0,6	1,7%	518	12	90,9	2,1
Vall de Uxio - Sagunt	175	41,9	8,6	3,5%	919	33	38,2	3,7
Fuenterrobles	148	43,9	3,8	4,3%	232	12	45,4	5,2
Benicadell	97	44,3	0,7	2,1%	285	6	50,0	2,1
Tabayal - Monforte del Cid	146	62,3	0,1	0,7%	690	9	55,6	1,2
Sierra del Coto	130	58,3	0,4	0,0%	647	0	0	0,0
Sierra Escalona	231	63,0	0,2	7,0%	571	54	72,2	8,6

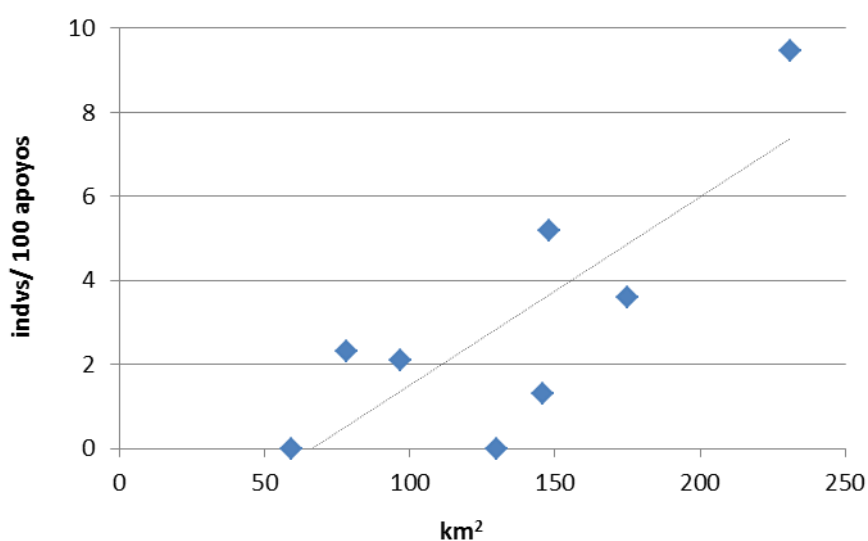


Figura 5.2 Relación entre la tasa de mortalidad de aves (indvs/100 apoyos) y el tamaño de las áreas prioritarias muestreadas ($R^2 = 0,57$, $F_6 = 10,29$, $p < 0,05$).

Los valores de probabilidad de riesgo de electrocución de cada área muestreada (Tabla 5.3) no mostraron ninguna relación estadística significativa con la tasa de aves encontrada en los modelos de GLM Mod_09, Mod_12 ni en el modelo de MaxEnt Max_12 (todas las $p > 0,05$). Únicamente el modelo Max_09 (valor medio de riesgo) mostró una relación estadísticamente significativa con la tasa de mortalidad ($R^2 = 0,63$, $F_6 = 13,25$, $p < 0,05$)

Tabla 5.3. Valores del índice de riesgo estimado de los modelos de riesgo calculados en el Capítulo 3 y 4. Los valores de mortalidad se miden en indv /100 apoyos muestreados, mientras que los valores para los modelos de riesgo se muestran como media \pm desv. estándar y entre paréntesis los valores mínimo y Máximo.

Zonas	Mort ind/100	Mod 09	Mod 12	Max 09	Max 12
San Rafael / Canet lo Roig	0,0	50,6 \pm 29,0 (3,1-98,0)	60,6 \pm 14,3 (36,4-89,3)	30,3 \pm 21,1 (0 - 0,9)	45,7 \pm 31,5 (0 - 0,9)
Sitjar / Sierra Espadán	2,1	56,9 \pm 9,0 (35,1-73,0)	55,5 \pm 19,6 (7,1 - 93)	30,1 \pm 20,8 (0,1-0,9)	35,8 \pm 16,8 (0,1-0,9)
Vall de Uxio - Sagunt	3,7	49,1 \pm 13,4 (7,1-72,0)	55,6 \pm 23,4 (18,9-94,8)	30,8 \pm 19,6 (0,1-0,9)	38,7 \pm 18,6 (0,1-0,9)
Fuenterrobles	5,2	15,7 \pm 16,7 (0,0-65,8)	71,9 \pm 16,1 (0 - 92,7)	32 \pm 23,7 (0 - 0,9)	45,9 \pm 28,2 (0 - 0,9)
Benicadell	2,1	30,9 \pm 14,4 (5,1-61,0)	56 \pm 21,9 (8,8 - 93,3)	28,2 \pm 22 (0,1 - 0,9)	42,2 \pm 22 (0,1 - 0,9)
Tabayal - Monforte	1,2	51,9 \pm 18,8 (1,0-87,2)	69,7 \pm 14,2 (32,7-94,7)	32,1 \pm 19,9 (0,1-0,9)	31,7 \pm 18,8 (0,1-0,9)
Sierra del Coto	0,0	31,1 \pm 19,0 (0,5-66,0)	63,7 \pm 14,7 (27,8-88,9)	31,7 \pm 25,8 (0 - 0,9)	33,8 \pm 23 (0 - 0,9)
Sierra Escalona	8,6	79,8 \pm 10,1 (38,3-95,9)	82,9 \pm 15,6 (0 - 98)	50,9 \pm 21,1 (0 - 0,9)	52,6 \pm 19,9 (0 - 0,9)

Los modelos multivariantes mostraron que la combinación de las características de los apoyos junto con los valores de predicción de riesgo del modelo MaxEnt elaborado con los datos de 2009 (Max_09) fue la combinación que mejor se ajustó a los datos de mortalidad de campo. En segundo lugar, el modelo GLM de 2009 (Mod_09) junto con los apoyos y las características de las áreas. El modelo multivariante utilizando únicamente las características de los apoyos mostró un pobre ajuste de los datos, al igual que el modelo Mod_09 analizado por separado (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Selección de los modelos lineales entre la electrocución detectada en cada área y las variables estudiadas. Modelos evaluados (Modelo), mínimo modelo ajustado (Min. Mod. Aj.), número de variables (K); coeficiente de regresión ajustado (R^2), Akaike corregido (AICc), Delta de Akaike (Δ AICc) y peso estandarizado de cada modelo (W_{AIC})

Modelo	Min. Mod. Aj.	K	R^2	AICc	Δ AICc	W_{AIC}
Apoyos + Mod_09 + Áreas	mod09 mean + T + TR + area	4	0.96	59.59	0	0.50
Áreas + Mod_09	mod09 mean + sd + area	3	0.94	62.98	3.39	0.09
Áreas + Max_12	max 12 media + sd + area	3	0.89	64.14	4.55	0.05
Apoyos + Max_12 + Áreas	max 12 media + sd + area	3	0.89	64.14	4.55	0.05
Max_12	max 12 media + sd	2	0.75	65.05	5.46	0.03
Apoyos + Max_12	max 12 media + sd	2	0.75	65.05	5.46	0.03
Áreas + Max_09	max 09 media + area	2	0.75	65.11	5.52	0.03
Apoyos + Max_09 + Áreas	max 09 media + area	2	0.75	65.11	5.52	0.03
Apoyos + Mod_12 + Áreas	area	1	0.66	65.14	5.55	0.03
Áreas	area	1	0.66	65.14	5.55	0.03
Apoyos + Áreas	area	1	0.66	65.14	5.55	0.03
Áreas + Mod 12	area	1	0.66	65.14	5.55	0.03
Apoyos + Max_09	max 09 media + sd + T	3	0.87	65.48	5.89	0.03
Mod_12	mod 12 media + sd	2	0.68	67.02	7.43	0.01
Apoyos + Mod_12	mod 12 media + sd	2	0.68	67.02	7.43	0.01
Max_09	max 09 media + sd	2	0.71	69.12	9.53	<0.01
Apoyos + Mod_09	mod 09 sd + area	2	0.57	69.52	9.93	<0.01
Mod_09	mod 09 sd	1	0.48	70.95	11.36	<0.01
Apoyos	TR + No met + CT	3	0.67	72.88	13.29	<0.01

5.4 Discusión

La evaluación posterior en campo es un paso fundamental en el modelado predictivo, máxime cuando éste es utilizado para la toma de decisiones en acciones de conservación (Loiselle *et al.* 2003; Guisan y Thiller 2005; Guisan *et al.* 2006; Barry y Elith 2006; Elith *et al.* 2006). En este trabajo se ha mostrado el proceso de validación en el campo de la selección de áreas prioritarias para la corrección de electrocuciones basado en los modelos predictivos de riesgo y cómo los datos tomados en el campo podrían ayudar a mejorar el modelo y por lo tanto las predicciones de las áreas de riesgo.

En dos de las ocho áreas muestreadas no se detectó ningún ave electrocutada, por lo que la fiabilidad del modelo fue del 75%. Las tasas de mortalidad de aves en las áreas que se registraron electrocutados variaron bastante. Cuatro áreas mostraron mortalidad baja (1,2 – 3,7 indiv/100 apoyos) y dos áreas mortalidad moderada (5,2-8,6 indivs/100 apoyos). Comparadas con otros estudios previos de electrocución de aves, se puede considerar que las

tasas fueron muy inferiores a las detectadas en otras áreas de elevada mortalidad en España. Este es el caso de Sierra Morena y el Campo de Montiel (28,2 indvs /100 apoyos; Guzmán y Castaño 1998), Secanos de Lérida (19,9 indvs/ 100 apoyos muestreados; Mañosa 2001), Ciudad Real y Albacete (15,1 rapaces/ 100 apoyos; Guil *et al.* 2011) o incluso dentro de la Comunidad Valenciana, dónde en el interior de la Sierra Escalona (Alicante) antes de su intervención se detectó una de las mayores tasa de mortalidad registradas hasta este momento en España (102,2 indvs /100 apoyos; Izquierdo *et al.* 1997).

La relación entre el tamaño de las áreas y la tasa de mortalidad encontrada puede estar vinculada con varios factores no excluyentes. La primera hipótesis es que las áreas más pequeñas podrían estar peor identificadas que las grandes, y por lo tanto, el modelo habría mostrado mayor eficacia en la predicción de áreas grandes, las cuales son menos sensibles a variaciones en la configuración local o a la presencia de especies que en áreas pequeñas. La segunda hipótesis, relacionada en cierta medida con el punto anterior, es que las áreas más grandes acogerían una mayor diversidad y cantidad de especies e individuos (Williamson *et al.* 2001), aumentando las probabilidades de producirse electrocuciones. La no correspondencia entre la tasa de mortalidad detectada y los modelos de probabilidad de riesgo se puede deber a que estos últimos sólo reflejan el peligro de electrocución en relación a la configuración del paisaje y la presencia de tendidos eléctricos, pero en este caso no incluyen la información sobre la presencia de aves y las características de los apoyos.

Las características de los tendidos y el hábitat circundante han sido señaladas como uno de los factores fundamentales en la determinación del riesgo de mortalidad (Janss y Ferrer 2001; Mañosa 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011). Por lo tanto, los modelos de riesgo mejoran al incluir la configuración de los apoyos instalados en el área. A pesar de eso, hay que señalar que a gran escala nuestra aproximación funciona relativamente bien sin incluir la configuración de tendidos, dado que en zonas con elevada presencia de rapaces o especies sensibles a la electrocución, postes considerados con menor peligrosidad provocaron un número de accidentes similar a otros tipos de postes considerados de alto riesgo (Izquierdo *et al.* 1997).

Las dos áreas sin mortalidad se incluyeron en la propuesta de áreas prioritarias dado su elevado índice de riesgo y por la presencia de registros previos de mortalidad de aves sensibles, como águila perdicera y búho real (ver Capítulo 3). Estas dos áreas no muestran unas configuraciones ambientales similares que puedan revelar un desajuste en el modelo de riesgo. Tampoco la localización puede ser la explicación a este problema en el ajuste, ya que se

encuentran bastante alejadas, aunque una de ellas (San Rafael) se encuentra en el extremo norte de la provincia de Castellón, en el límite del rango de valores de muchas variables ambientales incluidas en el modelo, por lo que podría sufrir una reducción en el ajuste del modelado (Buisson *et al.* 2007; Fitzpatrick y Hargrove 2009). En esta área, además, se da la circunstancia de que la compañía eléctrica es diferente al resto de la Comunidad Autónoma, lo que se refleja en una diferencias apreciables en los tipos y configuraciones de los apoyos, por ejemplo, menor número de apoyos peligrosos que en el resto de áreas, alto porcentaje de apoyos no metálicos y numerosos apoyos con sistemas de antielectrocución. Por otra parte, en el área prioritaria de la Sierra del Coto, la configuración del hábitat y de los tendidos es similar al resto de zonas, pero se sospecha que al ser gran parte perteneciente a un coto privado pueda haber algún tipo de eliminación de cadáveres.

La validación mostró que los modelos de riesgo mostraron un ajuste moderado con los datos reales de campo, en este caso los modelos de presencia ausencia mostraron un valor de ajuste menor que los modelos de pseudo ausencia (R^2 GLM= 0,48 - 0,68 frente a Maxent=0,71-0,75). Pero la situación cambio cuando se utilizaron los modelos de riesgo en combinación con las variables de características de tendidos y del área. En este caso los modelos de presencia/ausencia (GLM) superaron a los de pseudo ausencias (MaxEnt). Son escasos los trabajos que validan los datos de predicción con datos reales (Elith y Burgman 2002; Raxworthy *et al.* 2003, Peterson 2005), un ejemplo es el trabajo de Cianfrani *et al.* (2010) donde encontraron que los modelos de presencia/ausencia mostraron peores resultados que los modelos de sólo presencia en la identificación de las zonas recolonizadas por la nutria en Italia. Una vez revisada la información en las áreas discordantes detectadas, varias son las hipótesis que pueden explicar por qué los modelos mostraron deficiencias en el ajuste de las predicciones con la realidad. Estas las hemos agrupado en tres grupos: defectos metodológicos derivados de la selección del algoritmo, cambios espacio-temporales de las variables predictoras y defectos en el muestreo de los datos.

Defectos metodológicos

El método utilizado como base para la detección de mortalidad se basa en métodos presencia/ausencia (*binarios*), mientras que los datos de cuadrículas son datos de conteos (*poisson*). Por lo tanto cuadrículas con un solo caso de mortalidad se toman igual que cuadrículas con 45 electrocuciones. Aunque es esperable que exista una relación positiva entre la probabilidad de ocurrencia y abundancia local cuando existe una fuerte relación entre la

densidad de población y las variables ambientales (Pearce y Ferrier 2001). Sin embargo, los trabajos empíricos que han intentado probar la capacidad de los modelos de presencia/ausencia para predecir la densidad de población han obtenido pobres resultados (Pearce y Ferrier 2001; Nielsen *et al.* 2005; Jiménez-Valverde *et al.* 2009). Esto puede deberse a que otros factores distintos de entorno y que no han sido incluidos en los modelos (*p.e.* recursos tróficos), condicionen la tasa de ocurrencia, y como consecuencia, se detecten altas densidades en lugares dónde la probabilidad de ocupación predicha es baja (Van Horne 1983; Tyre *et al.* 2001; Nielsen *et al.* 2005). Esto se traduce en que a pesar de que podemos detectar elevado riesgo de mortalidad en una cuadrícula, nuestro modelo no nos permite discriminar si la mortalidad será elevada dentro de ella. En este caso sería conveniente en un futuro explorar la posibilidad de realizar modelos predictivos de abundancia.

Cambios espacio-temporales en las variables predictoras

Así mismo los cambios en las configuraciones locales de las variables que condicionan el riesgo de electrocución, y no se incluyen en los modelos, podrían tener un papel muy importante en los defectos de predicción. Uno de estos elementos son los cambios en las características de la red de tendidos eléctricos. Por defecto en la construcción del modelo se asumió la ausencia de variaciones en las características técnicas, a escala regional, se instalan en una zona. Pero si esta consideración no se cumpliera, provocaría una diferencia de mortalidad con respecto al resto del área de estudio, como es probable que haya ocurrido en el caso de la zona San Rafael, dónde se detectó una diferencia en la configuración de los apoyos, derivada del cambio en la titularidad de la compañía eléctrica que gestiona esa comarca.

Otra de las variaciones, son los cambios en la distribución de las especies de aves, que a su vez son el resultado de la combinación de múltiples factores ecológicos y evolutivos, tales como efectos de densodependencia (Fretwell 1972; Brown 1984), interacciones intraespecíficas e interespecíficas (Tilman y Kareiva 1997) y escalas espaciales (Gaston y Lawton 1990). Varios estudios indican como la presencia o abundancia de presas es un buen predictor para la presencia de sus depredadores (Karanth *et al.* 2004; Real *et al.* 2009). En nuestro caso sería interesante estudiar si la abundancia de presas, principalmente el conejo, podría ser utilizada como indicador de presencia y abundancia de aves rapaces (Delibes-Mateos *et al.* 2007), y a su vez mejorar la capacidad predictiva del riesgo de mortalidad en tendidos eléctricos. Además, la presencia del tendido eléctrico puede ser la causa directa de la ausencia de la especie en el

área, debido a la electrocución de los ejemplares territoriales (Janss y Ferrer 2001). En resumen, cualquier cambio en las condiciones iniciales consideradas en los modelos, tanto en las variables ambientales como en la distribución y la abundancia de avifauna, pueden producir un desajuste entre las predicciones y la realidad.

Defectos en el muestreo de datos

La eliminación de cadáveres (tanto por el hombre como por carroñeros), se incluye dentro de los sesgos que pueden afectar a la detección de cadáveres en los seguimientos de líneas eléctricas. Bevanger (1999) distingue cuatro tipos de sesgos: búsqueda, incapacitación, hábitat y extracción por carroñeo. En nuestro caso se considera que ninguno de los tres primeros sesgos comprometería la comprobación de las zonas, ya que o han sido minimizados en el diseño de la metodología de seguimiento y monitorización de la mortalidad (como en el caso del sesgo de búsqueda o del hábitat) o las estimas del porcentaje de aves heridas afectadas que indican que son bajos (Lehman *et al.* 2007). En el caso del carroñeo, tal y como se mostró en el capítulo 2, el 40% de las aves que llegan a los CRF están aún vivas, y los datos procedentes de las compañías eléctricas se recogen urgentemente, por lo que los sesgos de carroñeo se reducen (Ponce *et al.* 2012), salvo en el caso de una extracción directa por el hombre.

Por último, la mortalidad no es homogénea durante todo el año, sino que se acumulan en determinados periodos (Lehman *et al.* 2007). Este patrón parece estar relacionado con diferencias en la presencia y abundancia de aves en la zona, dependientes del estatus reproductor, del periodo migratorio o con la presencia de aves juveniles en periodos post-reproductores (Benson 1980; Fernández-García 1998; Harness y Wilson 2001; Sergio *et al.* 2004; Dwyer *et al.* 2013). Por lo tanto, si los muestreos no se realizan durante o después de los periodos más susceptibles, puede ser que muchos de los accidentes no sean detectados, ya que como hemos comentado en el apartado anterior, los cadáveres pueden desaparecer por acción de los carroñeros.

Implicaciones para la conservación y conclusiones

Paralelamente a las conclusiones sobre el ajuste de los modelos y la validación con datos reales de mortalidad, el presente estudio mostró algunos resultados interesantes que pueden ser aplicados en la mejora de la metodología utilizada durante los seguimientos en

tendidos eléctricos. Dado que nuestros resultados mostraron que la tasa de mortalidad fue independiente del número de apoyos muestreados, se podrían optimizar los trabajos de validación o identificación de áreas con alta mortalidad de aves dado que no es necesario muestrear una cantidad elevada de apoyos sino que con una pequeña muestra sería suficiente. En nuestro caso, con menos de 20 apoyos se confirmó la mortalidad en más de la mitad de las zonas muestreadas.

Este trabajo confirma la necesidad de realizar verificaciones posteriores con datos independientes tomados en campo que permitan mejorar las predicciones y perfeccionar los modelos. Por ejemplo, pueden servir para detectar patrones o disconformidades espaciales que nos permitan sugerir la incorporación de nuevas variables al modelo de predicción, mejorando su capacidad predictiva. Idealmente, los modelos deben ser desarrollados y validados cíclicamente con el fin de investigar la coherencia ecológica de las respuestas modeladas y explorar los errores en las predicciones (Burgman *et al.* 2005; Barry y Elith 2006; Elith *et al.* 2006), lo que permitirá mejorar las acciones de conservación periódicamente, hacia una gestión adaptativa del problema (Walters y Hilborn 1978; Yoccoz *et al.* 2001; Nichols y Williams 2006; Gaston y Fuller 2007; Smolke *et al.* 2010; McDonal-Madden *et al.* 2010).

Anexo Capítulo 5

Tabla 5.3. Especies de aves registradas en cada una de las zonas muestreadas. También se indica si la especie está incluida en el Anexo I de la “Directiva Aves” (79/409/CEE).

Especies	Anexo I	Sitjar	Vall de Uxio - Sagunt	Fuenterrobles	Benicadell	Tabayal - Monforte del Cid	Sierra Escalona	Total
Águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>)	si						1	1
Águila calzada (<i>Aquila pennata</i>)	si	2					7	9
<i>Aquila sp</i> (sin identificar)	-						1	1
Milano negro (<i>Milvus migrans</i>)	si	1						1
Culebrera europea (<i>Circaetus gallicus</i>)	si	4		1	1			6
Halcón abejero (<i>Pernis apivorus</i>)	si				1			1
Busardo ratonero (<i>Buteo buteo</i>)	si			2			4	6
Azor común (<i>Accipiter gentilis</i>)	si		1	1			1	3
Cernícalo vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	no	1	3	1			6	11
Búho real (<i>Bubo bubo</i>)	si	1	5		1	5	19	31
Mochuelo europeo (<i>Athene noctua</i>)	no	1						1
Cárabo europeo (<i>Strix aluco</i>)	no		2					2
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	no						2	2
Gaviota patiamarilla (<i>Larus michahellis</i>)	no						1	1
Paloma doméstica (<i>Columba livia ssp dom.</i>)	no		1			2	5	8
Pito real (<i>Picus viridis</i>)	no						3	3
Corneja negra (<i>Corvus corone</i>)	no			2				2
Cuervo común (<i>Corvux corax</i>)	no		1	2			1	4
Grajilla (<i>Corvus monedula</i>)	no						1	1
Urraca (<i>Pica pica</i>)	no	1	15	2	2	2		22
Roquero solitario (<i>Monticola solitarius</i>)	no				1			1
Estornino pinto (<i>Sturnus vulgaris</i>)	no						2	2
Ave sin identificar	-	1	5	1				7
TOTAL		12	33	12	6	9	54	128

Capítulo 6



Alejandro Izquierdo

Utilización de redes complejas en el análisis de patrones de mortalidad por electrocución en una comunidad de aves y su aplicación en la identificación de especies indicadoras

6.1 Introducción

La electrocución es un grave problema de conservación para un gran número de especies de aves en todo el mundo (Bevanger 1994; 1998; BirdLife International 2004). La gran extensión del impacto ha hecho necesaria la búsqueda de medidas que optimicen la identificación, tanto de los apoyos más peligrosos (Janss y Ferrer 2001; Mañosa 2001), como de las zonas en las que se concentra una mayor mortalidad (Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011; Cap 3 y Cap. 4 de la presente tesis). Los sucesos de electrocución muestran patrones agregados espacialmente (Mañosa 2001; Guil *et al.* 2011) y por su naturaleza son fenómenos estocásticos difíciles de monitorizar adecuadamente en el campo, por lo que en ocasiones, la detección de apoyos o zonas peligrosas mediante modelos predictivos puede estar sesgada por una insuficiente o ineficaz toma de datos de mortalidad (Blanco *et al.* 2012). En este sentido, determinar que especies pueden usarse como indicadoras de mortalidad permitiría mejorar y optimizar la identificación de apoyos y zonas de mayor mortalidad. La identificación de especies indicadoras usando información de un gran número de especies susceptibles de ser electrocutadas, permite analizar cómo está estructurada la comunidad. De este modo, especies comunes que son afectadas por los mismos postes que el resto de especies (especies con elevada co-ocurrencia) podrían considerarse candidatas a especie indicadora (Simberloff 1998). A pesar del interés que supone la corrección del impacto de los tendidos eléctricos (Janss y Ferrer 1999; López-López *et al.* 2011), son muy escasos los estudios que abordan este problema desde el punto de vista de comunidades biológicas (Lehman *et al.* 2007; Moleón *et al.* 2007). En este sentido, uno de los pocos trabajos realizados fue llevado a cabo por Moleón *et al.* (2007) y que mostró que corrigiendo los tendidos eléctricos situados en las áreas de

dispersión del águila-azor perdicera se podrían beneficiar como mínimo otras seis especies de aves rapaces.

El enfoque desde el punto de vista del análisis de redes, permite identificar patrones generales en comunidades complejas de una manera simple y facilita la identificación de los procesos que determinan su estructura y organización (Barrat *et al.* 2004; Montoya *et al.* 2006; Thomson 2006; Guimarães *et al.* 2006). Las herramientas de análisis de redes han sido ampliamente utilizadas por matemáticos, sociólogos e informáticos para explorar las interacciones entre diversos tipos de entidades (Proulx *et al.* 2005). Esta versatilidad ha hecho que en los últimos años estas técnicas estén adquiriendo una gran aceptación entre biólogos y ecólogos (Proulx *et al.* 2005) especialmente en el estudio de redes tróficas (Krause *et al.* 2003) y redes mutualistas (Bascompte y Jordano 2007), pero su uso no se encuentra igualmente extendido en otros campos de la ecología a pesar de su gran potencial, como por ejemplo en el estudio de la co-ocurrencia de especies; Sebastián-González *et al.* 2010, o en la identificación de especies clave (Jordán *et al.* 2003; 2007; Libralato *et al.* 2006).

Las especies indicadoras se definen como aquellas que, por sus características (sensibilidad a perturbación o contaminantes, distribución amplia, elevada abundancia), pueden ser utilizadas como estimadoras de los atributos o estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, complicadas o costosas de medir directamente (Caro y O’Doherty 1999). Algunos autores, como Meffe y Carroll (1997) y Sergio *et al.* (2008), utilizan el término análogo de “especies centinela” para definir las, mientras que Favreau *et al.* (2006) diferencia entre especies indicadoras (cuando estas especies están ligadas a los ecosistemas) y especies focales cuando están ligadas a cambios antropogénicos que amenazan su supervivencia (como sería en nuestro caso). Estas especies son utilizadas para la vigilancia biológica de los cambios ambientales como consecuencia de las perturbaciones humanas y naturales, y por lo tanto su identificación debería permitir optimizar las labores de seguimiento y monitorización de los impactos negativos producidos por las infraestructuras.

El empleo de especies indicadoras permite un ahorro considerable de tiempo y dinero en comparación con trabajos de seguimiento y monitorización detallado de las especies presentes en cada comunidad (Simberloff 1998; Caro y O’Doherty 1999; Favreau *et al.* 2006; Regan *et al.* 2008). Sin embargo, la aplicación de estas especies en la planificación de acciones de conservación se ha debatido ampliamente (Simberloff 1998; Noss 1999; Andelman y Fagan, 2000; Favreau *et al.* 2006). Algunos autores indican que no son más que artefactos que no

representan correctamente los procesos ecológicos más importantes y su uso no supone una mejora en la conservación de los sistemas biológicos naturales (Simberloff 1998; Andelman y Fagan 2000). Otros, a pesar de que son muy pocos los casos en los que se verifica su funcionamiento (Andelman y Fagan 2000), indican que son herramientas relativamente útiles para estudiar, monitorear y resolver problemas de conservación (Favreau *et al.* 2006; Rodrigues y Brooks 2007; Regan *et al.* 2008). Independientemente de este debate, su uso está muy extendido y por el momento se consideran una gran ayuda para la identificación de cambios en los ecosistemas y para la selección de espacios naturales que necesitan de protección (Roberge y Angelstam 2004; Sætersdal y Gjerde 2011). Dado que las implicaciones en la conservación derivadas de la selección de estas especies son altas, y su identificación no es sencilla (Caro y O'Doherty 1999; Favreau *et al.* 2006), su elección debe ser rigurosa a través de criterios explícitamente definidos de acuerdo al objetivo de conservación (Landres *et al.* 1988).

Para identificar la especie o especies más apropiadas en el seguimiento de la mortalidad en tendidos eléctricos, hemos establecido tres criterios previos de acuerdo con las características y la composición de la comunidad. 1) La especie indicadora debe ser una especie de distribución amplia, con el objetivo de que pueda encontrarse ampliamente en el territorio independientemente del hábitat. Se ha comprobado que especies indicadoras muy especialistas no protegen adecuadamente a otras especies co-ocurrentes (Kang *et al.* 2013). El estudio de cómo influye el hábitat en los patrones de mortalidad por electrocución de una comunidad de aves nos permitirá determinar que especies son más eclécticas dentro de la comunidad y si la co-ocurrencia de determinadas especies está relacionada con la configuración del hábitat alrededor de los tendidos dónde se electrocutaron. 2) Para determinar si alguna de las especies en una comunidad puede ser indicadora, se ha de comprobar antes si la comunidad está anidada. Se considera que una comunidad está anidada si las comunidades en las localidades más pobres en especies son subgrupos de las comunidades en las localidades más ricas (Atmar y Paterson 1993), esto es, si las especies detectadas en los apoyos con menor mortalidad son un subgrupo de las especies detectadas en los apoyos con mayor mortalidad. Por lo tanto, si la comunidad de aves electrocutadas está anidada, las especies que aparecen en un mayor número de postes pueden ser utilizadas como predictoras de la mortalidad del resto de la comunidad. 3) La especie indicadora debería mostrar una elevada co-ocurrencia con el resto de componentes de la comunidad. En el presente trabajo se define co-ocurrencia como la presencia de registros de mortalidad de dos o más especies en un mismo tendido. El análisis de la co-ocurrencia puede ser evaluado a

través del estudio del grado de las especies de la red (Freeman 1979). Este análisis permite determinar el grado de co-ocurrencia de las especies en el mismo poste y por lo tanto puede servir para identificar las especies potencialmente indicadoras en la red (Freeman 1979; Newman 2003).

El búho real (*Bubo bubo*) es la rapaz nocturna más grande del Paleártico (del Hoyo *et al.* 1999). Su gran tamaño, así como su comportamiento de caza a la espera desde un posadero (Janss y Ferrer 1999), determina que sea una especie altamente sensible a la electrocución (Janss 2000; Rubolini *et al.* 2001; Sergio *et al.* 2004; Martínez *et al.* 2006; Schaub *et al.* 2010; Figura 6.1). Varios autores la han sugerido como especie centinela de la electrocución (Sergio *et al.* 2004), pero hasta el momento, no se ha comprobado si cumple los criterios para poder ser seleccionada, ni se ha realizado ningún estudio empírico para evaluarla. El objetivo del presente capítulo es la evaluación del búho real como especie indicadora de los patrones de mortalidad por electrocución en una comunidad de aves a través de: a) la evaluación de sus patrones de abundancia y distribución de esta rapaz en el área de estudio, b) el análisis del ordenamiento de toda la comunidad de aves electrocutadas en función del hábitat y las especies, c) la evaluación del anidamiento de los patrones de mortalidad de la comunidad y la influencia del hábitat sobre él y d) el análisis del grado de co-ocurrencia de cada una de las especies de la comunidad.



Figura 6.1. El búho real (*Bubo bubo*) es una especie altamente sensible a la electrocución en tendidos eléctricos, por lo que ha sido sugerida como una posible especie indicadora

6.2 Material y Métodos

Para analizar la estructura de la comunidad de aves electrocutadas se seleccionó como área de estudio la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de Sierra Escalona y la Dehesa de Campoamor, que ha sido descrita detalladamente en la introducción general (Capítulo 1). Esta zona es un área clave para las aves, especialmente para varias especies de rapaces amenazadas a nivel global, ya que alberga una de las poblaciones más densas de búho real en el mundo (Pérez-García *et al.* 2012), y es una de las zonas más importantes en el Sureste peninsular para el asentamiento temporal de jóvenes e individuos no reproductores de águila perdicera y águila real (Sánchez-Zapata *et al.* 2003).

Composición de la comunidad de rapaces y seguimiento de mortalidad

Para cada una de las especies de rapaces, tanto diurnas como nocturnas citadas en el área de estudio, se recopiló la siguiente información: tamaño de la especie, status (estival, residente, en paso, invernante), número medio de parejas reproductoras censadas en el área de estudio y número máximo de aves detectadas en cualquier periodo vital (reproducción, migración, invernada) y número total de especies electrocutadas. Los datos fueron obtenidos de censos, trabajos publicados por nuestro grupo de investigación entre los años 2002 y 2013 y datos propios (Navarro 2002; Sánchez-Zapata *et al.* 2003; Pérez-García *et al.* 2009; 2012).

Entre 1996 y mayo 2013 se recopilaron todos los casos de electrocución de aves procedentes del área de estudio registrados en los Centros de Recuperación de Fauna (CRF), las compañías eléctricas y en los trabajos de seguimiento específico de mortalidad (Izquierdo *et al.* 1996; TRAGSA 2003; Pérez-García 2009). Se seleccionaron aquellos registros en los que se disponía de la información exacta tanto de la localización del apoyo, como de la especie afectada.

Se realizó una caracterización ambiental del entorno de cada uno de los apoyos en los que se registraron electrocuciones. Para ello se calcularon los porcentajes de usos del suelo en un radio de 100 m alrededor del mismo. Este valor es la distancia media entre apoyos en el área de estudio. Además, para cada apoyo se calculó la distancia a carreteras, núcleo urbano, humedal natural, balsa de riego y cultivo de regadío más cercanos. Las variables de distancia fueron transformadas mediante logaritmo neperiano. Para el cálculo de las variables ambientales se utilizó el sistema de información geográfica ArcGIS 9.0 (ESRI 2009) y la extensión *Hawth's Analysis Tools* (Beyer 2004). La información de los usos del suelo se obtuvo

del SIOSE 2010 y la información de alturas y pendientes se obtuvo de un modelo digital de elevaciones (MDT) con resolución de 5 m proporcionado por el geoportal de descargas de datos espaciales del Ministerio de Fomento (www.ideo.es).

Análisis de la mortalidad

Para comprobar que la especie seleccionada, es una buena indicadora, en un primer análisis exploratorio evaluamos la relación entre las características biológicas y el tamaño poblacional con la mortalidad de la comunidad de aves rapaces en tendidos eléctricos. Se decidió utilizar únicamente las rapaces puesto que han sido descritas como buenas indicadoras (Sergio *et al.* 2008) y son las especies más sensibles a la electrocución en la Comunidad Valenciana (Pérez-García *et al.* 2011). Para cada una de las especies se recopiló la siguiente información de su morfología y biología: envergadura máxima (del Hoyo *et al.* 1999), estatus de la población en el área de estudio (Sánchez-Zapata *et al.* 2003; Pérez-García *et al.* 2009), número máximo de parejas reproductoras registrados en la última década y la valor estimado de población flotante máxima registrado en el mismo periodo (ver referencias en tabla 6.2). Para relacionar la mortalidad con cada una de las características biológicas relacionadas se utilizaron modelos lineales generalizados univariantes utilizando una distribución de error de *poisson* y una función de enlace *log* (McCullagh y Nelder 1989). Para evaluar el porcentaje total de explicación de los modelos y si existen diferencias entre la utilización como estimador de la abundancia de aves la población reproductora o la población flotante se construyeron sendos modelos multivariantes, se calculó la *deviance* explicada por cada uno y se compararon utilizando un análisis de la varianza (ANOVA) (Dobson 2003). Tanto para los análisis univariantes como para los modelos multivariantes se empleó el programa de software libre R (versión R 2.14; <http://www.r-project.org/>).

Análisis de ordenación

Los análisis de ordenación son una técnica descriptiva diseñada para analizar bases de datos que contienen alguna medida de correspondencia entre filas y columnas (Legendre y Legendre 1998). Estos análisis permiten estudiar cuando se da una correspondencia máxima entre especies y variables (Prodon 1992), en nuestro caso, presencia de especies electrocutadas y apoyos. Para evaluar qué tipo de análisis de ordenación es el más adecuado, dependiendo de la naturaleza de nuestros datos, primero se realizó un análisis de correspondencias sesgado (*Deterrent Correspondence Analysis DCA*), con el que se determinó la longitud del gradiente de los dos primeros ejes (Ter Braak y Prentice 1988; Lepš y Šmilauer 2003). Si la longitud del gradientes es menor a $< 3,0$ SD, se realizó un análisis de redundancia

(RDA) si la longitud fue mayor se realizó un análisis de correspondencias canónico (CCA). Ambos modelos se construyeron mediante la inclusión paso a paso hacia delante (*stepwise forward*) de las variables y probando la significación mediante permutaciones de Monte Carlo (999 permutaciones). Las diferencias se testaron estadísticamente mediante el test de F ($\alpha = 0,05$). Aquellas especies que se detectaron en menos de 3 apoyos, se incluyeron como especies suplementarias, para no condicionar los análisis (Ter Braak 1995). Para los análisis de ordenación se utilizó el software CANOCO 5.0 (Ter Braak y Smilauer 1998).

Análisis de anidamiento

Para evaluar la existencia de un patrón de distribución anidado en la comunidad, se construyó una matriz **A** en la que cada fila y cada columna correspondían a una especie y un poste, respectivamente donde $A_{ij} = 1$ cuando la especie *i* fue detectada electrocutada en el poste *j* y 0 cuando no fue detectada. Se utilizó el software ANINHADO (Guimarães y Guimarães 2006). Este programa utiliza una métrica denominada NODF, acrónimo de métrica de anidamiento basada en la superposición y la disminución del relleno de la matriz (Almeida-Neto *et al.* 2008). Esta métrica es más robusta para la identificación del anidamiento en comparación con otras anteriormente usadas como la Temperatura (Almeida-Neto *et al.* 2008). La significación del anidamiento de la matriz se calculó comparándola con el anidamiento de matrices aleatorias generadas usando dos modelos nulos. ANINHADO utiliza primero un modelo nulo (I) sobre la base de una distribución aleatoria de las presencias asignadas a cualquier celda dentro de la matriz. También usamos un segundo modelo nulo (II) donde la presencia de la especie *i* en el apoyo *j* fue la media aritmética de la probabilidad de presencia en el apoyo *j* (la proporción de presencias en la fila *j*) y especies *i* (la proporción de presencias en la columna *i*). Se calculó el anidamiento de 1.000 matrices para cada uno de los dos modelos nulos utilizando simulaciones de Monte Carlo. Por último, comparamos el anidamiento de nuestra matriz con la distribución de los grados de anidamiento simulados para probar la significación del patrón. Cuando el anidamiento en la matriz observada cayó dentro del rango de variación de cualquiera de los modelos nulos, el patrón no se consideró anidado.

Para identificar las causas que pueden estar generando el anidamiento en nuestra comunidad, ordenamos los apoyos en la matriz de electrocución en orden decreciente teniendo en cuenta las variables de hábitat que fueron identificadas como potencialmente importantes para la mortandad de aves en el análisis de correspondencias canónico anterior (CCA/RDA). Posteriormente, calculamos de nuevo el valor de anidamiento de la matriz. Si la

matriz ordenada, siguiendo alguna de estas variables está significativamente anidada sugiere que la variable podría estar causando el anidamiento en la comunidad.

Análisis del grado de cada especie

Para evaluar la co-ocurrencia de cada una de las especies de la comunidad se utilizó como índice el grado de la especie (Freeman 1979), medida que ha sido utilizada previamente para la identificación de especies indicadoras (Jordán *et al.* 2003; 2007). Este índice indica el número de co-ocurrencias en el mismo poste de cada especie con el resto de especies de la red. Además, se calculó el grado normalizado que es el porcentaje del grado de cada especie frente al máximo grado posible de la red (Borgatti y Everett 2006). Ambos índices fueron calculados mediante el programa UCINET 6.4 para Windows (Borgatti *et al.* 2002). Para graficar la estructura de la red se utilizó el programa NetDraw 2.1 (Borgatti 2006).

6.3 Resultados

Se recopilaron un total de 335 registros de aves electrocutadas de 29 especies en un total de 190 apoyos. Las rapaces (familias Accipitridae, Falconidae, Pandionidae y Strigidae) fueron el grupo más numeroso, tanto por especies como por número de registros. En el grupo de las “no rapaces” destacaron palomas y tórtolas (fam. Columbidae), con el 11,3% de los registros, y córvidos (fam. Corvidae) con el 7,2% (Ver tabla 6.1).

Tabla 6.1. Número total de registros de aves por grupos de especies y número de especies detectadas en cada grupo.

Grupos	Sps	n total	%
Rapaces	14	253	75,5%
Acuáticas	3	13	3,9%
Colúmbidos	5	38	11,3%
Córvidos	3	24	7,2%
Otros paseriformes	4	7	2,1%
Total general	29	335	

Composición de la comunidad de rapaces

El búho real fue la rapaz más abundante en el área como reproductora (70 pp) y la segunda, por detrás del mochuelo común, como por su población flotante estimada. Además

supuso casi el 40% de todas las especies electrocutadas, superando en tres veces a la siguiente especie con mayor número de electrocuciones, el ratonero (tabla 6.2).

El número de individuos electrocutados se relacionó de manera significativa tanto con el tamaño (GLM; $p < 0,05$), el estatus (GLM; $p < 0,05$), el número de individuos flotantes (GLM; $p < 0,01$) y el de parejas reproductoras (GLM; $p < 0,01$). Los modelos multivariantes GLM (uno con parejas reproductoras y el otro con población flotante) mostraron una elevada explicación de la *deviance* de los datos (D^2 reprod. = 72,3%; D^2 flot. = 69,1%), y no se encontraron diferencias entre ellos (ANOVA; $p > 0,05$)

Tabla 6.2 Características biológicas, estatus, población reproductora y número de electrocuciones de las rapaces presentes en el área de estudio entre 2002 y 2013. Envergadura (cm); Status: Residente (R), Estival (E), Invernante (I) y Migrante / En paso (M), en paréntesis y minúscula cuando una fracción menor de la población también muestra otro estatus.

Especie	Enverg. (cm)	Status	Max pp reprod	Max pobl. flotante	Electrocución	
					indvs	nº apoyos
<i>Bubo bubo</i>	168	R	70 ⁽²⁾	450 ⁽²⁾	100	79
<i>Asio otus</i>	100	R	10 ⁽¹⁾	50 ⁽¹⁾	0	0
<i>Athene noctua</i>	59	R	60 ⁽¹⁾	480 ⁽¹⁾	2	2
<i>Otus scops</i>	64	E	30 ⁽¹⁾	120 ⁽¹⁾	0	0
<i>Tyto alba</i>	99	R	6 ⁽¹⁾	24 ⁽¹⁾	0	0
<i>Buteo buteo</i>	118	R (i)	27 ⁽³⁾	110 ⁽³⁾	37	31
<i>Aquila chrysaetos</i>	220	I (r)	0 ⁽⁴⁾	20 ⁽⁴⁾	6	6
<i>Aquila fasciata</i>	180	I (r)	0 ⁽⁴⁾	30 ⁽⁴⁾	27	22
<i>Aquila pennata</i>	132	I (r)	1 ⁽³⁾	35 ⁽³⁾	17	16
<i>Accipiter gentilis</i>	127	I (r)	1 ⁽³⁾	10 ⁽³⁾	7	6
<i>Accipiter nisus</i>	80	R (m)	8 ⁽³⁾	40 ⁽³⁾	1	1
<i>Circaetus gallicus</i>	195	E (i)	2 ⁽³⁾	5 ⁽³⁾	9	7
<i>Circus pygargus</i>	115	M (e)	0 ⁽⁴⁾	2 ⁽⁵⁾	0	0
<i>Circus cyaneus</i>	122	M	0 ⁽⁴⁾	8 ⁽⁵⁾	0	0
<i>Circus aeruginosus</i>	130	M (i)	0 ⁽⁴⁾	5 ⁽⁵⁾	0	0
<i>Milvus migrans</i>	150	M (e)	1 ⁽³⁾	3 ⁽⁵⁾	0	0
<i>Elanus caeruleus</i>	95	E	1 ⁽⁵⁾	3 ⁽⁵⁾	0	0
<i>Falco tinnunculus</i>	82	R (i)	40 ⁽⁴⁾	240 ⁽⁵⁾	30	25
<i>Falco subbuteo</i>	84	E (m)	1 ⁽¹⁾	5 ⁽⁵⁾	1	1
<i>Falco peregrinus</i>	117	R	0 ⁽⁴⁾	5 ⁽⁵⁾	1	1
<i>Pandion haliaetus</i>	170	I	0 ⁽⁵⁾	2 ⁽⁵⁾	1	1
<i>Gyps fulvus</i>	280	M	0 ⁽⁴⁾	0 ⁽⁵⁾	3	3

Referencias: (1) Navarro 2002; (2) Pérez-García *et al.* 2012; (3) Pérez-García *et al.* 2009; (4) Sánchez-Zapata *et al.* 2003; (5) datos propios.

Análisis de ordenación en la comunidad

El DCA indicó un fuerte gradiente en la composición de las especies electrocutadas en los apoyos (longitud de gradiente = 6,7), es decir que existe poca similitud entre las especies detectadas y los apoyos en que aparecen a lo largo de los gradientes ambientales. El CCA incluyó 5 variables ambientales con un efecto significativo sobre la ordenación de la comunidad que alcanzaron una inercia total de 8,8% (Tabla 6.3). Los dos primeros ejes alcanzaron un porcentaje de inercia explicada de 3,4% y 5,8% para las especies y un 39,4% y un 68,6% para la relación entre especies y variables ambientales respectivamente. El primer eje se relacionó con zonas de mayor porcentaje de pinar y el segundo eje con zonas sin pinar, sin regadío y situadas en áreas en zonas elevadas (Tabla 6.4).

El gráfico de ordenación mostró cómo la comunidad de aves se ordenó en tres grupos (Figura 6.2). Uno de ellos muy definido y los otros dos más laxos. El grupo más homogéneo aparece en zonas más naturalizadas, con altos porcentajes de pinar y alejadas de carreteras. Un segundo grupo se sitúa en zonas de relieve sin pinar y cultivos de regadío, y el último grupo en zonas humanizadas, áreas llanas cerca de carreteras y con cultivos de regadío.

Tabla 6.3. Ordenación canónica de la comunidad de aves muertas por electrocución en apoyos eléctricos. Ejes y porcentaje de varianza explicado en cada uno de ellos.

	Ejes				Inercia total
	1	2	3	4	
Autovalores	0,29	0,22	0,10	0,08	8,78
Correlaciones Especie-Hábitat	0,61	0,54	0,37	0,34	
Porcentaje de varianza acumulada por especies	3,4%	5,8%	7,0%	7,9%	
especies / hábitat	39,4%	68,6%	82,5%	93,3%	
Suma de todos los autovalores					8,78
Suma de todos los autovalores canónicos					0,75

Tabla 6.4. Correlación entre los cuatro principales ejes de ordenamiento de la comunidad y las variables ambientales que entraron en el modelo.

Variabes	F-ratio	p	Eje1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
% Pinar	5,23	0,001	0,39	-0,51	0,05	0,13
Pendiente media	3,50	0,003	0,14	0,12	0,03	0,38
% Regadíos	2,21	0,009	-0,15	-0,31	0,12	0,08
Altura media	2,06	0,016	0,14	0,25	0,18	-0,34
Dist. carreteras	2,05	0,023	0,12	-0,04	-0,31	-0,02

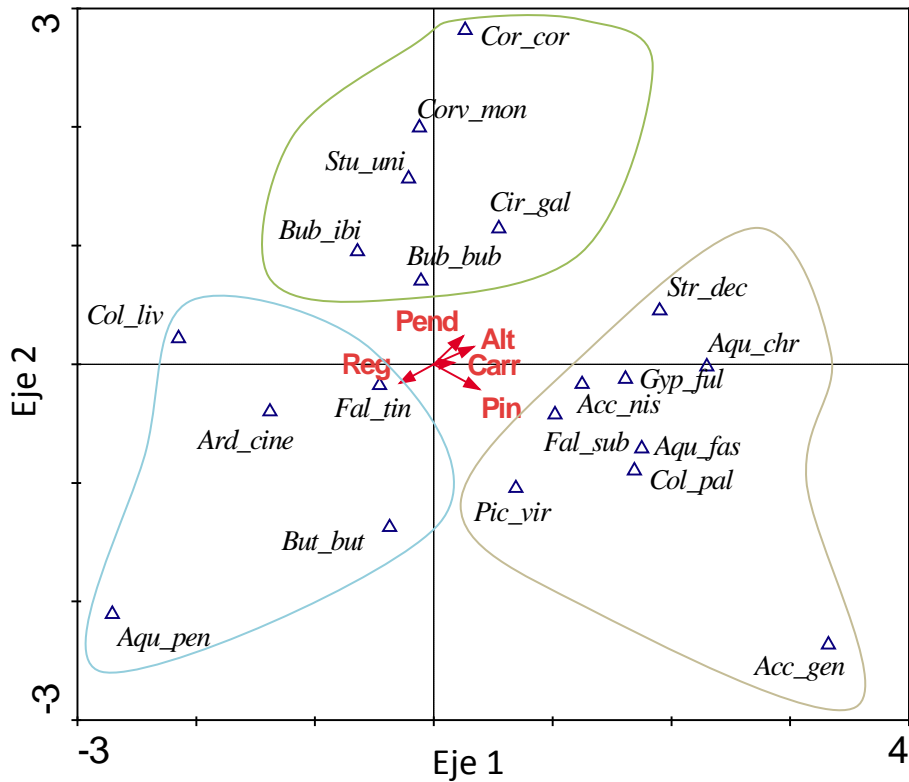


Figura 6.2. Gráfico de dispersión del análisis de correspondencias canónico CCA entre las variables ambientales y la comunidad de aves muertas en los tendidos eléctricos. Se muestran los valores canónicos de las especies y las variables de hábitat en los dos ejes de mayor explicación.
Especies: *Ard_cin*: *Ardea cinerea*; *Pic_vir*: *Picus viridis*; *Cor_cor*: *Corvux corax*, *Cor_mon*: *Corvux monedula*; *Bub_ibi*: *Bubulcus ibis*, *Col_liv*: *Columba livia*; *Col_pal*: *Columba palumbus*; *Stu_uni*: *Sturnus unicolor*; *Stre_dec*: *Streptoptelia decaocto*; *Gyp_ful*: *Gyps fulvus*; *Aqu_pen*: *Aquila pennata*; *Aqu_crh*: *Aquila chrysaetos*; *Aqu_fas*: *Aquila fasciata*; *Cir_gal*: *Circaetus gallicus*; *But_but*: *Buteo buteo*; *Acc_gen*: *Accipiter gentilis*; *Fal_tin*: *Falco tinnunculus*; *Bub_bub*: *Bubo bubo*. **Variables:** *Pend*: pendiente en 100 m; *Carr*: distancia a la carretera más cercana; *Pin*: porcentaje de Pinar en 100 m; *Alt*: Altura media en 100 m.; *Reg*: porcentaje de cultivos de regadío en 100 m.

Anidamiento de la comunidad

La comunidad de aves electrocutadas estudiada presentó un patrón significativamente anidado, de modo que las especies de aves encontradas en apoyos con una menor riqueza de especies resultó ser un subconjunto de la comunidad de aves encontradas en apoyos con una riqueza de especies mayor (Tabla 6.4). El valor de NODF total de la matriz ordenada fue de 10,9, mientras que por apoyos fue de 11,1 y por especies de 3,2. La estructura de la comunidad también presentó un patrón significativamente anidado cuando fue ordenada en función de 4 de las 5 variables ambientales significativas en el análisis de ordenación. Sólo la

variable distancia a las carreteras no resultó en un patrón anidado (Tabla 6.4). Este resultado indica que las diferencias de hábitat parecen estar relacionadas con la estructura anidada de la comunidad (Tabla 6.5).

Tabla 6.5. Valores de anidamiento y significancia del patrón para la comunidad de aves electrocutada. Se representa el valor del anidamiento por especies (que es constante porque no cambia el orden) y por apoyos (que cambia según la ordenación de la matriz) usando la métrica NODF. Presentamos también los valores de anidamiento medio de las 1.000 matrices simuladas siguiendo la normal de los modelos nulos, así como la proporción de matrices generadas por los modelos con un valor de anidamiento mayor que el anidamiento de los datos.

Matrix	NODF apoyos	NODF especies	NODF nulo	P
Ordenada	11,1	3,17	6,41	<0,001**
% Pinar	5,04	3,12	3,54	0,016*
% Regadío	4,99	3,12	2,65	<0,001**
Pendiente media	4,94	3,12	3,58	0,019*
Altura media	4,53	3,12	3,59	0,064
Dist. Carretera	4,15	3,12	3,54	0,154

Estructura de la red

El análisis de co-ocurrencias de mortalidad de especies en apoyos mostró que el 29,6% de las especies se registraron en apoyos donde no aparecían electrocutados otros individuos de otras especies. La red mostró una media para el valor de grado de $2,81 \pm 3,67$, mientras que el grado normalizado medio fue de $10,83 \pm 12,30\%$. La especie con mayor grado normalizado fue el búho real que co-ocurrió con la mitad (50%) de todas las especies encontradas (figura 6.2). la segunda especie fue el cernícalo vulgar con un 34,6%, seguido por el busardo ratonero con un 30,7%. Las rapaces mostraron un grado marginalmente mayor a las no rapaces (Kruskal – Wallis, $X^2_1 = 2,97$, $p = 0,08$), de hecho 7 de las 10 especies con mayor grado son rapaces (tabla 6.6).

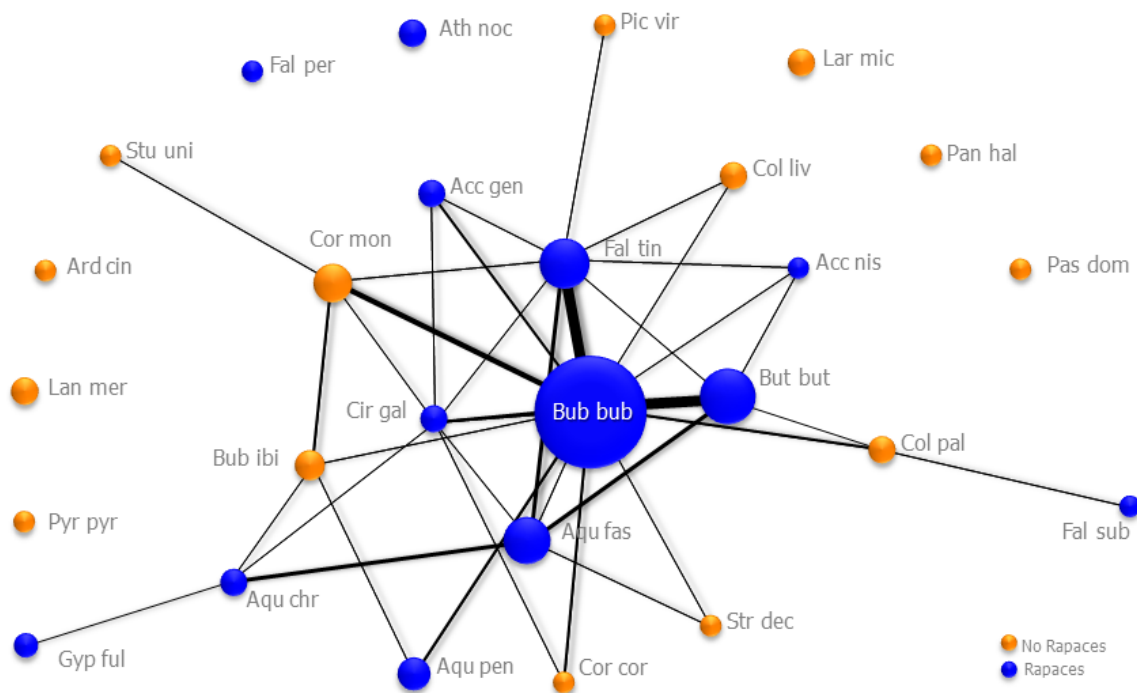


Figura 6.2 Representación gráfica del patrón de co-ocurrencia de mortalidad de especies en los apoyos eléctricos. El tamaño del nodo representa el número de individuos muertos y la anchura de los conectores es proporcional al número de casos de co-ocurrencia. Las especies que no tienen conectores aparecieron solas. Especies: *Ard cin*: *Ardea cinerea*; *Pic vir*: *Picus viridis*; *Cor cor*: *Corvux corax*, *Cor mon*: *Corvux monedula*; *Bub ibi*: *Bubulcus ibis*, *Col liv*: *Columba livia*; *Col pal*: *Columba palumbus*; *Stu uni*: *Sturnus unicolor*; *Stre dec* *Streptoptelia decaocto*; *Gyp ful*: *Gyps fulvus*; *Aqu pen*: *Aquila pennata*; *Aqu chr*: *Aquila chrysaetos*; *Aqu fas*: *Aquila fasciata*; *Cir gal*: *Circaetus gallicus*; *But but*: *Buteo buteo*; *Acc gen*: *Accipiter gentilis*; *Fal tin*: *Falco tinnunculus*; *Bub bub*: *Bubo bubo*.

6.4 Discusión

Seleccionar especies que cumplen con los atributos necesarios para ser consideradas especies indicadoras no resulta una tarea sencilla, y depende fundamentalmente de la cantidad de información disponible sobre las especies candidatas y el objetivo que se persigue (Simberloff 1998; Andelman y Fagan 2000; Dale y Beyeler 2001; Lindenmayer *et al.* 2002). Son muchas las estrategias que se han utilizado para seleccionar estas especies, y la mayoría ha sido fuertemente criticada por basarse en atributos cualitativos y no cuantitativos (Carignan y Villard 2002; Rodrigues y Brooks 2007).

Tabla 6.6. Grado y Grado Normalizado (%) de cada una de las especies de la comunidad de aves muerta por electrocución.

Especie	Código	Grado	Grado Norm. (%)
Búho real (<i>Bubo bubo</i>)	<i>Bub bub</i>	13,00	50,00
Cernícalo vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	<i>Fal tin</i>	9,00	34,62
Busardo ratonero (<i>Buteo buteo</i>)	<i>But but</i>	8,00	30,77
Águila perdicera (<i>Aquila fasciata</i>)	<i>Aqu fas</i>	6,00	23,08
Culebrera europea (<i>Circaetus gallicus</i>)	<i>Cir gal</i>	6,00	23,08
Grajilla (<i>Corvus monedula</i>)	<i>Cor mon</i>	5,00	19,23
Águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>)	<i>Aqu chr</i>	4,00	15,39
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	<i>Bub ibi</i>	4,00	15,39
Paloma torcaz (<i>Columba palumbus</i>)	<i>Col pal</i>	3,00	11,54
Azor común (<i>Accipiter gentilis</i>)	<i>Acc gen</i>	3,00	11,54
Águila calzada (<i>Aquila pennata</i>)	<i>Aqu pen</i>	3,00	11,54
Corneja negra (<i>Corvus corone</i>)	<i>Cor cor</i>	2,00	7,69
Gavilán común (<i>Accipiter nisus</i>)	<i>Acc nis</i>	2,00	7,69
Paloma bravía /doméstica (<i>Columba livia</i>)	<i>Col liv</i>	2,00	7,69
Tórtola turca (<i>Streptopelia decaocto</i>)	<i>Str dec</i>	2,00	7,69
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	<i>Gyp ful</i>	1,00	3,85
Alcotán (<i>Falco subbuteo</i>)	<i>Fal sub</i>	1,00	3,85
Estornino negro (<i>Sturnus unicolor</i>)	<i>Stu uni</i>	1,00	3,85
Pito real (<i>Picus viridis</i>)	<i>Pic vir</i>	1,00	3,85
Mochuelo europeo (<i>Athene noctua</i>)	<i>Ath noc</i>	0,00	0,00
Halcón peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)	<i>Fal per</i>	0,00	0,00
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	<i>Ard cin</i>	0,00	0,00
Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)	<i>Pan hal</i>	0,00	0,00
Gorrión común (<i>Passer domesticus</i>)	<i>Pas dom</i>	0,00	0,00
Chova piquirroja (<i>Phyrrocorax phyrrocorax</i>)	<i>Pyr pyr</i>	0,00	0,00
Alcaudón meridional (<i>Lanius meridionalis</i>)	<i>Lan mer</i>	0,00	0,00
Gaviota patiamarilla (<i>Laurs michahellis</i>)	<i>Lar mic</i>	0,00	0,00

En este trabajo se evaluaron todas las especies de rapaces y se utilizó información detallada relacionada con la biología de la especie, la estructura de la comunidad y el patrón de ocurrencia. En la primera evaluación, confirmamos que en el área de estudio, la electrocución de aves rapaces se relacionó con el tamaño, el estatus y el número de parejas, por lo que una especie residente, con gran tamaño y con una abundante población reproductora como el búho real cumple las condiciones de ser una especie de elevada sensibilidad a la electrocución y ser candidata a especie indicadora. En la segunda aproximación, nuestros resultados indicaron que, aunque la comunidad mostró un patrón de

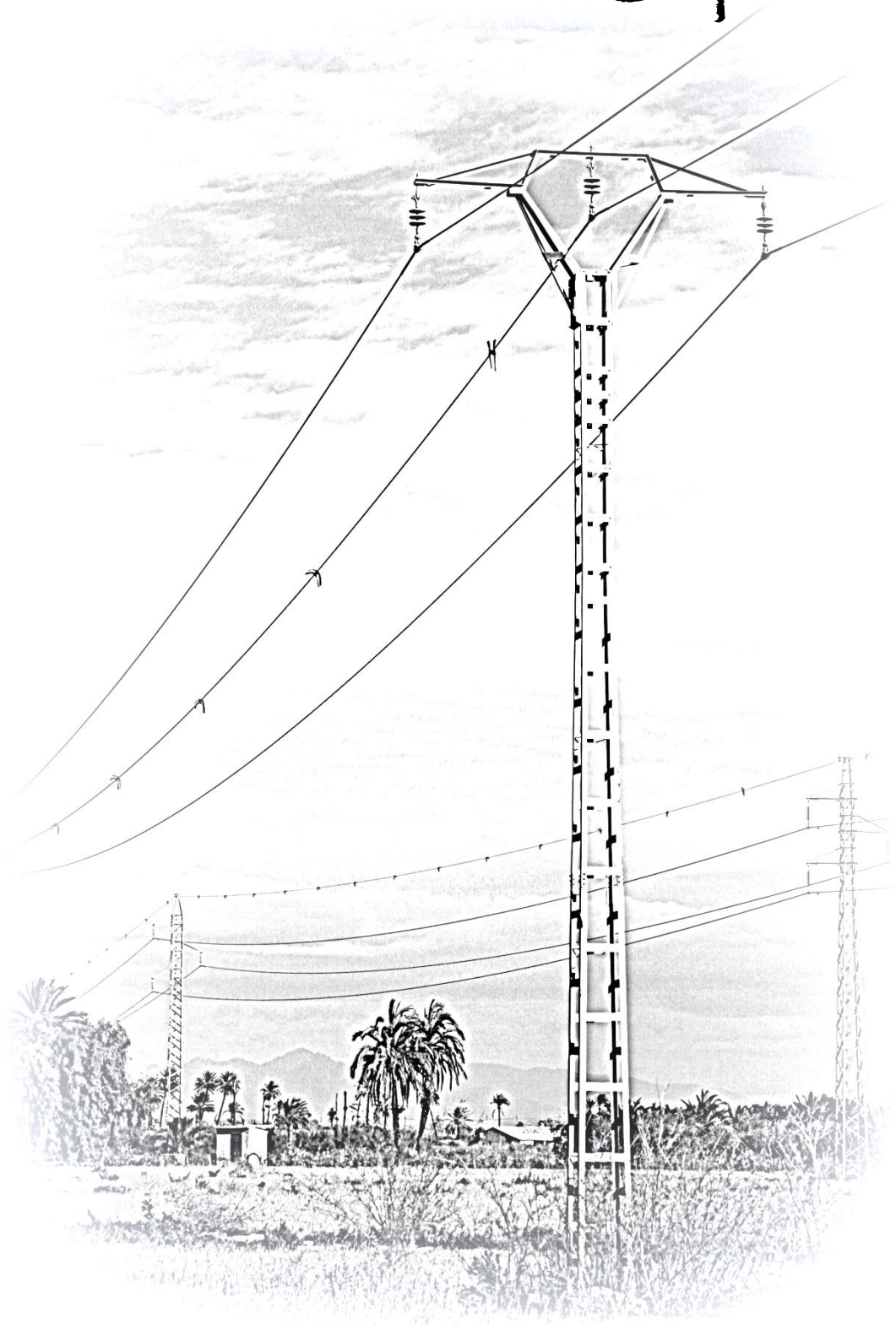
ordenación, las características del hábitat no están muy relacionadas con la susceptibilidad de las especies a ser electrocutadas en un determinado poste. Por lo tanto, el patrón de ordenación respondía a una agrupación propia de las especies. A pesar de esto, el patrón mostraba grupos de especies ligadas a áreas más naturales (vegetación natural, mayor relieve y alejadas de carreteras), y otras ligadas a zonas más bajas y con usos más intensivos. Las especies que fueron candidatas a especies indicadoras se encontraron cerca de la intersección de los ejes, indicando independencia de las variables de hábitat y de grupos de especies muy definidos. El tercer criterio evaluado fue el anidamiento de la comunidad de aves. Este criterio es importante para asegurar que las especies más frecuentes (las que generalmente aparecen en todos los apoyos con varias víctimas), son representativas del total de las especies que se han encontrado en los apoyos. La existencia de este patrón permite la elección de especies indicadoras. Hasta nuestro conocimiento nunca antes se había utilizado los análisis del patrón de anidamiento en la caracterización de especies indicadoras. Por último, el análisis de la co-ocurrencia de especies a través del análisis del grado actuó como análisis complementario al anterior. Dentro de las especies más frecuentes o que aparecen en más apoyos es conveniente identificar a aquellas que aparecen junto a un mayor número de especies diferentes. Este análisis confirmó cómo el búho real aparece con la mitad de las especies detectadas en los seguimientos de mortalidad, por lo que puede considerarse como la mejor indicadora de mortalidad de la comunidad de aves en los apoyos eléctricos.

El proceso llevado a cabo ha confirmado que el búho real cumple todos los criterios identificados a priori para justificar su elección como especie indicadora de electrocución. Al tratarse de una rapaz de gran tamaño, es fácilmente detectada en los muestreos de campo (Bevanger 1999) y está sometida a una menor pérdida de cadáveres por carroñeo (Bevanger 1999; Ponce *et al.* 2012). El búho real es una especie muy carismática, que genera bastantes simpatías en la población local, y por lo tanto, no sólo actuaría como indicadora sino también como “especie bandera” (Simberloff 1998; Caro y O’Doherty 1999; Andelman y Fagan 2000; Favreau *et al.* 2006). En este sentido, podría ser utilizada para atraer la atención de la ciudadanía sobre el problema de los tendidos eléctricos, y para movilizar la búsqueda de zonas de alta mortalidad. Otra característica interesante de esta especie, es que está sufriendo un proceso de recuperación muy fuerte de sus poblaciones a gran escala en toda la Península (Martínez y Zuberogoitia 2003), y en concreto en la Comunidad Valenciana (Pérez-García *et al.* 2012). Esto hace que actualmente sea una especie relativamente común en todo el territorio, y por lo tanto se pueda utilizar de centinela en zonas dónde se ausentan otras especies potencialmente utilizables como indicadoras (*p.e. Aquila fasciata* en Moleón *et al.* 2007).

En ocasiones, las especies indicadoras no han sido efectivas en la consecución de los objetivos para las que fueron seleccionadas, debido principalmente por tratar de utilizarlas en escalas espacio-temporal o hábitats diferentes para las cuales no fueron escogidas (Favreau *et al.* 2006). En otras ocasiones las especies indicadoras seleccionadas no señalan correctamente la ocurrencia o el estado de especies raras, endémicas o amenazadas (Reyers *et al.* 2000), debido principalmente al escaso solapamiento en la selección de hábitat que existe entre ellas. Mientras que las indicadoras son especies generalistas, las especies raras y endémicas seleccionan, por lo general, hábitats muy específicos (Lindenmayer *et al.* 2002; Ricketts *et al.* 2002). Esta probablemente sea la razón de por qué la especie seleccionada como indicadora en nuestro estudio no alcanzó el 100% de co-ocurrencia con el total de las especies detectadas. De hecho, las especies que no co-ocurren con la especie indicadora o son especies que seleccionan hábitats muy específicos (*p.e.* águila pescadora o garza real), o son especies raras o de distribución muy restringida en el área de estudio (*p.e.* halcón peregrino, chova piquirroja o buitre leonado).

Finalmente, debemos recordar que el método propuesto de selección de especies indicadoras depende fuertemente de las condiciones espacio-temporales del proceso que se estudia y por lo tanto, su extrapolación a otras áreas debería ser probada mediante una validación. La especie indicadora puede responder de manera diferente a una nueva configuración de hábitat o a una diferente composición de la comunidad de aves, como por ejemplo, puede ocurrir en humedales o zonas costeras. Por lo tanto, en cierta medida, este proceso es dependiente de la configuración de hábitat y de la comunidad de aves estudiada. Por ejemplo, en este caso, el búho real es inusualmente abundante en la zona de estudio (Pérez-García *et al.* 2012), lo que puede no ocurrir en otras zonas. A pesar de esto, la utilización de la metodología descrita en este trabajo se muestra como un método sencillo que permite optimizar los trabajos de seguimiento del impacto de infraestructuras de origen antrópico sobre la comunidad de aves, como por ejemplo en el seguimiento de aerogeneradores o de atropellos en carreteras.

Capítulo 7



J.M. Pérez-García

Discusión General y Conclusiones

7.1 Discusión General

Los avances tecnológicos y el fuerte crecimiento de la población humana producido durante el siglo XX han conducido al planeta a una acelerada transformación. El aumento de la intensificación de los usos del suelo y de las infraestructuras, ha conllevado una pérdida y fragmentación de los hábitats naturales. Este hecho, ha producido un incremento paralelo en las interacciones de las infraestructuras sobre las poblaciones animales, convirtiéndose, en muchos casos, en la principal causa de mortalidad no natural, y por lo tanto, en el factor principal de amenaza para su supervivencia (Avery 1979; Martínez-Abraín *et al.* 2009; 2013; Bech *et al.* 2012). Entre las infraestructuras humanas, los sistemas de transporte y distribución de la energía eléctrica destacan por su elevado impacto en las poblaciones de muchas especies de aves a lo largo de todo el planeta. Actualmente, nadie pone en duda que tanto la electrocución como la colisión en líneas eléctricas son un grave problema, especialmente importante para algunas especies más sensibles cuya supervivencia puede ponerse en peligro si no se actúa minimizando o eliminando este impacto. En concreto, 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.* 2013). De hecho, la estrategia de identificación de apoyos peligrosos se ha realizado a escala pequeña con un elevado porcentaje de efectividad, tal y como han mostrado Mañosa (2001), Tintó *et al.* (2010), Guil *et al.* (2012) o más recientemente, Dwyer *et al.* (2013). La inversión de recursos humanos y económicos necesaria para realizar un muestreo y caracterización de todos los apoyos es inicialmente alta. Pero, ¿qué ocurre en áreas muy grandes dónde es inviable realizar esa caracterización previa?, o ¿cómo establecer preventivamente áreas protegidas en las que actualmente no hay tendidos eléctricos pero serían muy sensibles a este impacto?. Para poder responder a estas cuestiones la utilización del modelado predictivo se presenta como una herramienta muy adecuada.

Los modelos predictivos son cada vez más importantes en la biología de la conservación, ya que permiten abordar problemas complejos desde un punto de vista espacial

con herramientas relativamente simples. La aplicación de los modelos predictivos al estudio de riesgo de los impactos humanos sobre la fauna tiene un elevado potencial, que hasta el momento ha sido escasamente desarrollado. Gran parte de los estudios se han centrado en la mortalidad por atropello. Entre los primeros trabajos cabe destacar el realizado por Malo *et al.* (2004) quien evaluó la mortalidad en carreteras en España, pero sin realizar una validación y una proyección espacial. Posteriormente Gomes *et al.* (2009) modelaron los registros de mortalidad por atropello de rapaces nocturnas en Portugal. En otras estructuras como 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), a partir de modelos de los patrones de migración (Liechti *et al.* 2013) y menos frecuentemente el análisis de datos de mortalidad (Barrios y Rodríguez 2004; Band *et al.* 2005; Carrete *et al.* 2010). Entre otras aplicaciones se encuentra el trabajo publicado por Mateo-Tomás *et al.* (2012) en el que modelan los sucesos de mortalidad de fauna por intoxicación y el de Nielsen *et al.* (2004) en el que se modela la mortalidad por causas antrópicas de grizzly (*Ursus arctos horribilis*) en Canadá. En tendidos eléctricos, Heck (2007) realizó un mapa de riesgo de colisión con tendidos eléctricos utilizando un método de valoración objetivo a partir de datos bibliográficos, 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 de la electrocución, como se ha comentado anteriormente, la mayoría de modelos se han centrado en el estudio de apoyos (Mañosa 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011; Dwyer *et al.* 2013).

En la presente tesis se ha investigado cómo identificar las áreas potencialmente peligrosas por electrocución mediante el uso de modelos predictivos con el fin de establecer áreas de protección y mejorar los protocolos de seguimiento utilizando especies indicadoras. En el contexto espacial utilizado, la Comunidad Valenciana, la electrocución se ha mostrado como un factor de elevada mortalidad no natural para un gran número de especies. Desde 1996 hasta abril de 2013 se han registrado una total de 2.633 electrocuciones de al menos 67 especies diferentes de aves, entre las que podemos destacar 74 águilas perdiceras (*Aquila fasciata*), 32 águilas reales (*Aquila chrysaetos*) y 660 búhos reales (*Bubo bubo*). Dentro de esta Comunidad destaca la presencia de uno de los puntos negros a nivel nacional, la Zona de Especial Protección para las Aves de Sierra Escalona y Dehesa de Campoamor, dónde se detectó una de las mayores tasas de mortalidad hasta el momento en España, 102 indvs/100

apoyos revisados (Izquierdo *et al.* 1997). Estos datos resaltan la importancia regional del problema y la necesidad de actuar a corto plazo y con medidas efectivas.

Adecuación de la Red de Espacios Protegidos

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 establecidos en la Directiva de Hábitats de 1992 (92/43/CEE) en el que se incluyen tanto los Lugares de Interés Comunitario LICs como las Zonas de Especial Protección para las Aves ZEPAs, designadas por la Directiva Aves (79/409/CEE). El objetivo de la red es asegurar la supervivencia a largo plazo de las especies y hábitats más valiosos y amenazados de Europa. En el caso de las ZEPAs, la mayoría se delimitaron en base a criterios de nidificación de especies amenazadas, excluyendo otras áreas como zonas de campeo o descanso (López-López *et al.* 2007). Las áreas de nidificación están, generalmente asociadas a áreas relativamente naturales y con baja influencia humana. Las áreas de montaña y las áreas forestales, se vieron favorecidas sobre otros hábitats, como por ejemplo las zonas agrícolas. Las ZEPAs se utilizan como foco para realización de las acciones de conservación, y en el caso 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, era conveniente evaluar su desempeño como “áreas diana” en la electrocución de aves.

Nuestros resultados mostraron que estas áreas albergaron sólo una pequeña fracción de las electrocuciones, aproximadamente un 18% del total. 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 periféricas serían mejores candidatas para destinar recursos contra la electrocución que las propias zonas protegidas. Esto apoya la necesidad de incluir las zonas de amortiguamiento (o buffer) en la gestión de los espacios protegidos, y en concreto, en la lucha contra la electrocución de aves en tendidos eléctricos. El concepto de áreas de amortiguamiento de actividades no es nuevo, se propuso por primera vez en la década de 1930, aunque no se popularizó como un instrumento de conservación hasta la década de 1970 cuando se convirtió en una parte integral del enfoque de gestión del programa “*Man & Biosphere*” de la UNESCO (UNESCO 1974). Aún así, hubo que esperar hasta los años 90s para que se superara la idea de que los

espacios protegidos funcionan como islas (Janzen 1983) y se fomentaran los programas locales y regionales de integración de las áreas protegidas en redes conectadas entre sí (Bennet *et al.* 2006), como en el caso de la propia red Natura 2000.

Muchas de las especies de aves 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 y Calvo 1999; Bustamante y Seoane 2004; Martínez *et al.* 2007; Carrete y Donázar 2005; Calvo *et al.* 2012). 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 de las reservas pasa por aplicar medidas de gestión ambiental y reducción de impactos no sólo en zonas naturales, sino también en zonas agrícolas, modificadas por el hombre o incluso áreas urbanas, especialmente las situadas en la periferia de los espacios protegidos (Noss *et al.* 1996; Margules y Presey 2000; Miller y Hobbs 2002; Bennet y Mulongoy 2006; Chazdon *et al.* 2009). Las áreas de amortiguación pueden jugar un papel muy importante en paisajes culturales, donde es esencial el mantenimiento de las actividades tradicionales para la supervivencia de algunas especies amenazadas (Bennet y Mulongoy 2006). Por último, en estas zonas de amortiguación deben regularse los usos del suelo y sus infraestructuras asociadas de tal forma que sean compatibles con la conservación de las especies y de los procesos ecológicos.

Modelado de mortalidad

Dado que las correcciones en las zonas ZEPAs no son suficientes para reducir la mortalidad, utilizamos modelos predictivos espaciales junto con modelos de distribución de especies sensibles, para la identificación de áreas prioritarias para la corrección de tendidos. Estos modelos se basaron en mapas predictivos de riesgo de electrocución, a partir del análisis de la mortalidad, la configuración ambiental y de mapas de sensibilidad específicos. Además, realizamos un proceso de verificación de los modelos y validación de las predicciones para evaluar la robustez de las mismas (Oreskes *et al.* 1994; Rykiel 1996; James y MacCulloch 2002; Elith *et al.* 2006).

Hasta el momento este es el primer trabajo a escala regional de la determinación de áreas de riesgo de electrocución. En este tipo de trabajos la selección de la resolución es un paso importante en la construcción de modelos predictivos (Guisan y Thuiller 2005). Algunos autores han señalado que los modelos de grano fino tienen menor error intrínseco y una

mayor capacidad predictiva que los de resolución más gruesa (Heikkinen *et al.* 2007; Kaliontzopoulou *et al.* 2008), aunque otros indican que el tamaño de grano no tiene un efecto sustancial en los modelos de distribución de especies, especialmente cuando se utilizan aves y se disponen de un número suficiente de muestras (Guisan *et al.* 2007). En el caso de esta tesis, sucede lo contrario, a escalas mayores los modelos mostraron una mayor explicación de la variabilidad de los datos (Pérez-García 2011), aunque es un probablemente consecuencia de la fuerte segregación en la composición paisajística a gran escala en la Comunidad Valenciana (mayor concentración de las zonas de regadío en la costa y de las zonas naturales en el interior). A pesar de esto, finalmente la escala seleccionada fue un proceso de consenso con los gestores entre capacidad predictiva y necesidades de aplicación del modelo.

En nuestro caso, los modelos mostraron una importante relación con 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. De hecho como discutimos anteriormente, muchas especies de aves suelen estar ligadas a mosaicos de hábitats que contienen usos intensivos asociados a infraestructuras eléctricas.

Por otra parte los modelos exhibieron un importante componente espacial, probablemente relacionado con la tendencia al agregamiento en las zonas de mortalidad (Mañosa 2001; Guil *et al.* 2011).

Al margen de las variables utilizadas, y dada la importante variabilidad no explicada por los modelos (GLM), sería lícito pensar que seguramente algunas variables ambientales relevantes no han sido incluidas en los modelos. Como se pudo confirmar a través de la validación en el campo (Cap 5), el tipo de apoyo o las características del área podrían explicar parte de la variabilidad no explicada. Las características del apoyo son uno de los principales factores que interviene en la electrocución (Mañosa 2001; Janss y Ferer 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011) pero al evaluar a gran escala el riesgo de mortalidad, el efecto de esa variable se diluye, mientras que adquieren importancia otras variables como la distancia de la cuadrícula al tendido más cercano y la longitud de líneas eléctricas instaladas. Por otra parte, no se pudo disponer de toda la información de la red de líneas eléctricas, en concreto de propietarios particulares asociados a nuevos regadíos. Otras de las variables no incluidas en el modelo y que probablemente esté jugando un papel muy importante sea disponibilidad de recursos tróficos. La distribución y abundancia de presas, principalmente el conejo, puede producir elevadas concentraciones locales de aves rapaces en puntos muy concretos del

territorio (Delibes-Mateos *et al.* 2007), aumentando el riesgo de mortalidad en apoyos de menor riesgo (Woodbridge y Garrett 1993; Izquierdo *et al.* 1997; Martínez *et al.* 2006), lo que podría alterar las predicciones.

Análisis de Sensibilidad y Validación

Evaluar la robustez de los modelos de riesgo es esencial para mejorar la aplicación en acciones de conservación y gestión ambiental. A pesar de ello son muy escasos los trabajos que han utilizado datos temporales independientes para la evaluación de la robustez, principalmente destinados a la aplicación en modelos de distribución de especies invasoras (Gormsley *et al.* 2009) y de la recuperación de especies amenazadas (Cianfrani *et al.* 2010). En nuestro caso, los análisis de los modelos de riesgo basados en técnicas de regresión (GLM) mostraron una elevada robustez temporal en las predicciones.

Además las predicciones del modelo (GLM) del conjunto independiente de datos (2009-2012) fueron muy coherentes con la evaluación por parte de los expertos durante el proceso de selección de zonas prioritarias para la corrección de tendidos. Este hecho supone una garantía de que el proceso realizado por los expertos confirma que se apoyaban en datos o conocimientos de campo (Cowling *et al.* 2003; Anadón *et al.* 2009; Elbroch *et al.* 2011).

Han sido numerosas las revisiones y trabajos en los que se ha comparado la capacidad predictiva de los diferentes modelos (ver revisión en Elith y Leathwick 2009; Elith *et al.* 2006; Tsoar *et al.* 2007; Peterson *et al.* 2008; Millar y Blouin-Demers 2012). Aunque no se ha llegado a un consenso sobre cuál es la mejor técnica, la elección del algoritmo dependerá del objetivo de nuestro trabajo (Anderson *et al.* 2003), por ejemplo, con frecuencia modelos de sólo presencia han mostrado mejores resultados en la determinación de áreas de distribución de especies raras o con escasos datos de presencia (Pearson *et al.* 2003), mientras que métodos de presencia/ausencia podrían ser mejores para predecir fenómenos estocásticos en estructuras lineales (Gomes *et al.* 2005). Nuestros resultados confirmaron que la elección de la herramienta de modelado es una decisión determinante. Las predicciones realizadas con MaxEnt difirieron de forma considerable con los resultados previos obtenidos con GLM. Además MaxEnt mostró una mayor capacidad predictiva, pero no generaron una salida espacial adecuada que permitiera su traslado y aplicación en acciones de conservación. Estos resultados sugieren que no siempre los modelos más complicados son los que permitan obtener mejores mapas de predicción, dado que generalmente en estas técnicas, el investigador tiene limitada capacidad de intervención

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 y Elith 2006; Elith y Leathwick 2009). La validación de campo mostró que las características de los apoyos, a pesar de tener una escasa importancia a gran escala como variable independiente, permite mejorar las predicciones si se utiliza en combinación con las variables ambientales y el riesgo de mortalidad. Por lo tanto podemos concluir que a escala de apoyo, la configuración del armado es un factor que controla la probabilidad de electrocución (Mañosa 2001; Janss y Ferer 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011), pero a mayor 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.

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 y Elith 2006). La validación de campo junto con los análisis de sensibilidad permitirán 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).

Identificación de Especies Indicadoras

Los procesos de verificación y validación pueden ser mejorados mediante un monitoreo planificado de las áreas a evaluar. En este sentido, la utilización de especies indicadoras o centinelas puede ser de gran ayuda para el seguimiento de procesos como la propagación de agentes infecciosos (*p.e.* Komar 2001; Halliday *et al.* 2007), de tóxicos (*p.e.* Bossart 2006; Basu *et al.* 2007) o cambios en los ecosistemas como por ejemplo la abundancia de presas (Furness y Camphuysen 1997). Hasta nuestro conocimiento, nunca ha sido utilizada para identificación de los patrones de mortalidad. La correcta elección de especies indicadoras en conservación debe incluir un proceso de evaluación. Se deben elegir especies para las que se conozca su biología en detalle, y tratar de seleccionarlas mediante modelos objetivos (Landres *et al.* 1998).

El búho real fue la especie, que en nuestro caso, cumplió adecuadamente todos los criterios preestablecidos, una especie de tamaño grande, ampliamente distribuida, residente,

con una sensibilidad elevada a la electrocución y con una elevada co-ocurrencia con el resto de especies. Para nuestra zona de estudio esta es la especie indicadora más óptima. Se encuentra en un proceso de recuperación muy rápido en toda la Península Ibérica, lo que le está llevando a colonizar áreas en las que desde hace cinco décadas no se registraban individuos, como en la franja norte peninsular (Zuberogoitia *et al.* 2003; Martínez y Zuberogoitia 2003; Epifanio *et al.* 2006), mientras que en otras zonas sus poblaciones reproductoras están alcanzando densidades muy elevadas, como en el caso de Montes de Toledo, Sierra Norte de Sevilla o el sur de Alicante y Murcia (Ortego y Díaz 2004; Delgado y Penteriani 2007; Pérez-García *et al.* 2012). De este modo, salvo en zonas dónde la no existan lugares de nidificación adecuados, como en el caso de la meseta castellana, o de alta montaña, el papel de esta especie podría ser relevante como indicadora en la mayoría de los ecosistemas mediterráneos. En otras zonas del norte peninsular, dónde la densidad de búho real es baja, una buena candidata podría ser el busardo ratonero (*Buteo buteo*), ya que podría cumplir con varios de los criterios como los de alta abundancia y elevada sensibilidad a la electrocución (Guzmán y Castaño, 1998; Balbás 2003; Baquedano y Peris 2003).

El proceso de identificación de especies indicadoras podría ser trasladado para el estudio o monitorización del impacto de otras infraestructuras como aerogeneradores o carreteras.

La selección y actuación en las áreas prioritarias

A pesar de las limitaciones en la construcción y validación del modelo, los resultados indicaron que la utilización de modelos predicción, basados en técnicas de regresión logística, combinados con mapas específicos de sensibilidad, son 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 y Polasky 2004; Davis *et al.* 2006). En nuestro caso abordamos el problema de la selección de áreas para la protección contra tendidos con el objetivo de maximizar los lugares con mayor mortalidad y que afecten a las especies más sensibles y con peor estado de conservación.

Una de las ventajas de la aplicación de nuestros modelos, es que permitió la elaboración de un plan de priorización en las actuaciones de corrección. Para ordenar las prioridades de actuación en cada área se construyó un índice que reflejaba el número total de electrocuciones de especies amenazadas frente al número de apoyos peligrosos (Perez-García

2009). De este modo áreas con pocos apoyos peligrosos y alta mortalidad eran seleccionadas como de actuación prioritaria. Pero podrían realizarse varias mejoras a nuestro enfoque para optimizar los resultados. Uno de ellos es la incorporación tanto a los modelos de selección de áreas prioritarias como al plan de actuación un cálculo de los costes de corrección y de las cantidades de inversión. Para ello se necesitaría la incorporación de información más detallada de los costes económicos y de personal para la realización de las correcciones. Esto permitiría determinar el ajuste entre el tamaño de las áreas que podrían corregirse, en base a la financiación disponible, seleccionando las zonas más peligrosas (Naidoo *et al.* 2006). Este proceso puede realizarse de una manera iterativa que permite una planificación adaptativa (Walters y Hilborn 1978).

Por otra parte, 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, 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 de las correcciones en la red asociadas a la revisión de la red de espacios protegidos (Costello y Polansky 2004).

Futuras líneas de investigación

Durante los últimos años se ha invertido un gran esfuerzo en mejorar las técnicas estadísticas utilizadas en los modelos predictivos. Para ello se ha incrementado su complejidad con el fin de adaptarse cada vez más a la realidad de la naturaleza. Actualmente las estrategias de modelado avanzan hacia la utilización combinada de varios métodos (geostadísticos, sólo presencias y presencia/ausencia) para la elaboración de modelos más ajustados (Engler *et al.* 2004; Hengl *et al.* 2009; Gormley *et al.* 2011). Pero dado que es muy frecuente que los modelos muestren diferencias importantes en los valores de probabilidad, y generalmente no se disponen de conocimientos o criterios a priori para poder elegir uno de los modelos frente al resto, Araújo y New (2007) propusieron la utilización de ensambles de modelos predictivos. Estos modelos, también llamados de consenso, se realizan solapando varios modelos predictivos diferentes, lo que permite fácilmente la identificación de las áreas de desacuerdo entre los algoritmos e incorporan una representación espacial de la incertidumbre al mapa predictivo (Thuiller 2004; Araújo y New 2007; Jones-Farrand *et al.* 2011). Para el futuro,

también podría ser interesante evaluar el ajuste de las predicciones, utilizando métodos de modelado recientemente descritos, como por ejemplo basados en las aproximaciones bayesianas que incorporan información previa de la distribución de los procesos (Elith y Leathwick 2009; Gormley *et al.* 2011).

Otra línea de investigación futura es la combinación de modelos predictivos jerárquicos con particiones de la heterogeneidad ambiental (Osborne y Suárez-Seoane 2002) que combinen predicciones a escala de apoyo eléctrico (*p.e.* Mañosa 2001; Tintó *et al.* 2010; Guil *et al.* 2011) con predicciones a gran escala, como las presentadas en este trabajo.

Por otra parte, los métodos de modelización requieren conocimientos ecológicos detallados del proceso evaluado (Leathwick y Whitehead 2001). Entre las nuevas variables que se pueden incluir podría estar la propiedad de las líneas eléctricas. Según se ha comprobado en los seguimientos de campo, las líneas particulares suelen construirse con recursos económicos más limitados y además no están sometidas a una renovación y mantenimiento periódico, como ocurre con las líneas pertenecientes a las compañías eléctricas, por lo podrían tener mayores tasas de mortalidad. También se podrían incorporar variables descriptoras de la disponibilidad de recursos tróficos que influyan sobre la abundancia de las aves rapaces.

Dado que el objetivo más importante de los trabajos de investigación sobre la electrocución es la reducción de la mortalidad y la recuperación de las especies, y que además se está realizando una importante inversión desde fondos públicos, parece fundamental una evaluación de la efectividad de las medidas de corrección en las áreas prioritarias. 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) y los existentes se han centrado en la reducción de la mortalidad (Janss y Ferrer 1999; Harness 2000; Dwyer 2004; Guil *et al.* 2011). Algunos estudios relacionan la correcciones de tendidos eléctricos con la recuperación de poblaciones de especies amenazadas (López-López *et al.* 2011). En cambio, no existen estudios que relacionen parámetros demográficos básicos como la reproducción y la supervivencia con la corrección de tendidos. Sin duda este tipo de trabajos son básicos para determinar la efectividad y 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 y Ferrer 2001). En nuestro caso, durante el trabajo de seguimiento de la mortalidad de aves en tendidos eléctricos de la

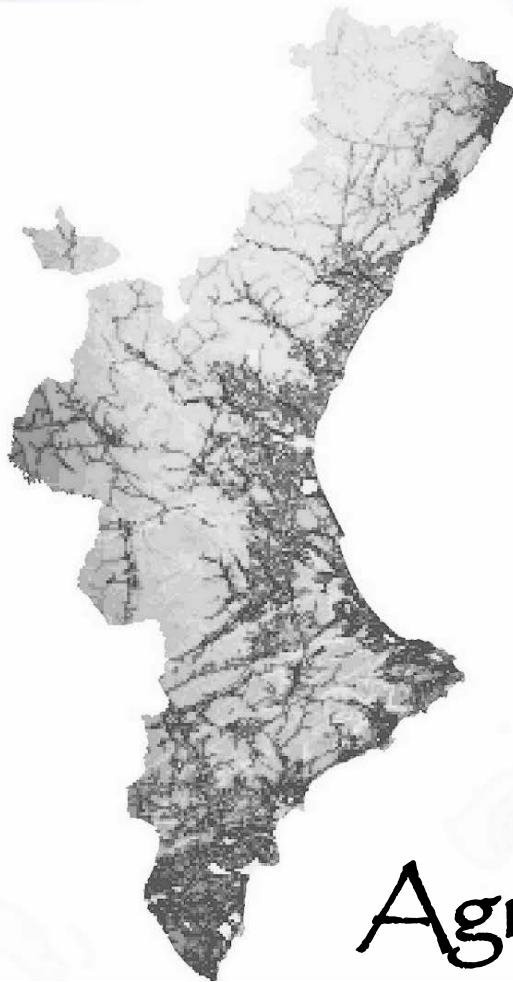
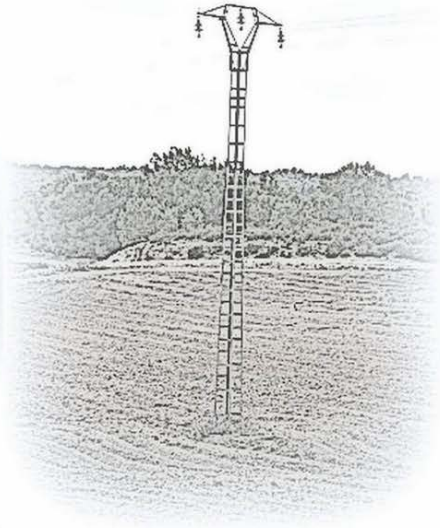
Comunidad Valenciana detectamos una la elevada incidencia regional de mortalidad de mamíferos y reptiles, más de 80 registros de 6 especies. Sería muy interesante realizar una evaluación sobre el alcance regional y estatal del impacto de la electrocución en otros grupos faunísticos. Además, algunos autores advierten que este tipo de interacciones podrían ser mucho más frecuentes en áreas dónde habiten mamíferos trepadores, como en los trópicos, por lo que convendría también desarrollar trabajos que estudien el fenómeno en estas latitudes (Negro 1999).

7.2 Conclusiones

- 1.** La incidencia de la electrocución en la Comunidad Valenciana afecta a numerosas especies de aves amenazadas, mayoritariamente rapaces, lo que acentúa la necesidad de identificar las áreas de mayor mortalidad con el fin de optimizar la implantación de medidas de corrección.
- 2.** Las estrategias de corrección de tendidos peligrosos basada estrictamente en la red de zonas de especial protección para las aves (ZEPA) es insuficiente para reducir significativamente la mortalidad. Para mejorar la eficacia de las medidas de mitigación, se deben incluir las áreas periféricas a las ZEPAs, donde se concentra un porcentaje muy elevado de la mortalidad.
- 3.** Los patrones espaciales a gran escala de mortalidad de aves en tendidos eléctricos dependen principalmente de la combinación de dos factores, la disposición de la red de distribución eléctrica y la configuración de los usos del suelo. A su vez estos factores de riesgo están íntimamente ligados, ya que determinados usos del suelo, como los cultivos de regadío, se asocian directamente con la presencia de tendidos.
- 4.** La combinación de modelos predictivos de riesgo y mapas de sensibilidad de especies permite optimizar la identificación de zonas de alta mortalidad de aves en tendidos eléctricos. Para maximizar el proceso de ajuste, es adecuado la realización de análisis de sensibilidad y la validación en el campo, que permitan evaluar el ajuste del modelo a los datos reales.
- 5.** La validación en el campo mostró, que variables no incluidas en los modelos predictivos, tales como el tipo de apoyo y las características del área, limitan la capacidad de predicción.

6. Las características técnicas de la red, así como las características del área a evaluar, permiten mejorar la predicción de los modelos, pero no bastan para evaluar la peligrosidad de un área, ya que la presencia de mortalidad depende en primer lugar de la presencia de aves sensibles y posteriormente de tendidos peligrosos.

7. Utilizando criterios pre-establecidos de características biológicas, distribución, abundancia y análisis de red aplicados a la mortalidad el búho real (*Bubo bubo*) se mostró como la mejor candidata a especie indicadora de mortalidad en tendidos eléctricos en el sur de la provincia de Alicante. Y que podría ser una buena especie indicadora de la electrocución en la mayor parte de los ecosistemas mediterráneos de la Península Ibérica.



Referencias, Glosario y Agradecimientos

A

- Aguirre-Gutiérrez, J., Carvalheiro, L.G., Polce, C., van Loon, E.E., Raes, N., Menno, R. y Biesmeijer, J.C.** (2013). Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria – Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS ONE* 8(5): e63708.
- Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P.R. Jr, Loyola, R.D. y Ulrich, W.** (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and quantification. *Oikos*, 117: 1227-1239
- Alonso, J.A. y Alonso, J.C.** (1999). *Colisión de aves con líneas de transporte de energía eléctrica en España*. In: Ferrer, M. y Janss, G.F.E. (Coord.). *Aves y líneas eléctricas – colisión, electrocución y nidificación*. pp 61-88. Quercus. Madrid.
- Alonso, J.C., Alonso, J. A. y Muñoz-Pulido, R.** (1994). Mitigation of bird collisions with transmission lines through groundwire marking. *Biological Conservation*, 67:129-134.
- Amestoy, J.** (2000). Consideraciones en torno al impacto medioambiental de las fuentes de energía. *Lurralde*, 23: 75-91
- Anadón, J.D., Giménez, A., Ballestar, R. y Pérez, I.** (2009). Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. *Conservation Biology*, 23(3): 617-625.
- Anadón, J.D.** (2007). *Distribución y Abundancia de la Tortuga mora (Testudo graeca) en el Sureste ibérico*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- Andelman, S.J. y Fagan, W.F.** (2000). Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes?. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97(11): 5954-5959
- 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, M.J. y Gribble, W.N.A.** (1998). Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Aust. J. Ecol.* 23: 158-167.
- Anderson, R.P., Lew, D. y Peterson, A.T.** (2003). Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162: 211–232.
- Anderson, T.** (1978). Waterfowl collisions with power lines at a coal-fired power plant. *Wildlife Society Bulletin*, 6(2):77-83.
- Angelov, I., Hashim, I. y Opper, S.** (2011). Persistent electrocution mortality of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* over 28 years in East Africa. *Bird Conservation International*, 1-6.
- Angulo, E.** (2003). *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid
- Antonovics, J., Thrall, P.H. y Jarosz, A.M.** (1997). Genetics and the spatial ecology of species interactions: the *Silene–Ustilago* system. En Tilman, D. y Kareiva, P. *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Princeton, NJ: Princeton University Press. pp. 158–180.
- Antrop, M.** (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 64: 9-26.

-
- APLIC. Avian Power Line Interaction Committee** (1996). *Suggested practices for raptor protection on power lines: The state of the art in (1996)*. Washington D.C.: 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 DC and Sacramento, CA: Edison Electric Institute, APLIC and the California Energy Commission.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. y Erhard, M.** (2005). Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11: 1504–1513
- Araújo, M.B. y New, M.** (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 42–47.
- Araújo, M.B. y Peterson, A.T.** (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93: 1527–1539
- Araújo, M.B. y Rahbek, C.** (2006). How does climate change affect biodiversity? *Science*, 313(5792): 1396-1397.
- Araújo, M.B. y Williams, P.H.** (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331-45
- Arcos, J.M., Bécares, J., Rodríguez, B., Ruiz, A.** (2012). Assessing the location and stability of foraging hotspots for pelagic seabirds: An approach to identify marine Important Bird Areas (IBAs) in Spain. *Biological Conservation*, 156: 30-42
- Armstrong, J.S. y Collopy, F.** (1992). Error measures for generalizing about forecasting methods: Empirical comparisons. *International Journal of Forecasting*, 8: 69–80.
- Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., et al.** (2008). Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management*, 72: 61–78.
- Arnold, T.W. y Zink, R.M.** (2011). Collision mortality has no discernible effect on population trends of North American Birds. *PLoS ONE*, 6(9): e24708.
- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J.F., Cañas-Madueño J.A. y Ruiz-Aviles, P.** (2004). Assessing the visual quality of rural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 69 (1): 115-125
- Arroyo, B. y Garza, V.** (1990). Inventario de la población Española de Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y sus áreas de cría. ICONA, Madrid.
- Arthur-Harstranft, S.T., Carlson, T.N. Y Clarke, K.C.** (2003). Satellite and ground-based climate and hydrologic analyses coupled with a regional urban growth model. *Remote Sensing of Environment*, 84 (3): 385-400
- Assadourian, E.** (2003). *Economic growth inches up*. En Worldwatch Institute (eds). Vital Signs. New York, NY: W.W. Norton y Company. Pp. 44–45.
- Atmar, W. y Patterson, B.D.** (1993). The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, 96: 373-382.
- Austin, M.** (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200: 1–19
- Avery, M.L. (1979).** Review of avian mortality due to collisions with manmade structures. En Bird Control Seminars Proceedings. 1979. p. 2.

B

-
- Balbás, R.** (2003). Busardo Ratonero, *Buteo buteo*. Pp. 184-185. En: Martí, R., del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Band, W., Madders, M. y Whitfield, D.P.** (2005). Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. En De Lucas, M., Janss, G. y Ferrer, M., eds. *Birds and Wind Power*. Editorial Quercus, Madrid.
- Baquedano, R. y Peris, S.J.** (2003). Accidentalidad invernal del busardo ratonero (*B. buteo*) en tendidos eléctricos en la península Ibérica. *Munibe*, 54: 113-120

- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall C., McGuire J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B. y Ferrer, E.A.** (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, 471(7336): 51-57.
- Barrat, A., Barthélemy, M., Pastor-Satorras, R. y Vespignani, A.** (2004). The architecture of complex weighted networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 101: 3747–3752.
- Barrientos, R., Ponce, C., Palacín C., Martín, C.A., Martín, B. y 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(3): e32569
- Barrientos, R., Alonso, J.C., Ponce, C. y Palacín, C.** (2011). Meta-analysis of the effectiveness of marked wire in reducing avian collisions with power lines. *Conservation Biology*, 25: 893–903.
- Barrios, L. y Rodríguez, A.** (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41: 72–81.
- Barry, S. y Elith, J.** (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3): 413-423.
- Bascompte, J. y Jordano, P.** (2007). Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. *Annual Reviews in Ecology and Systematics*, 38: 567–593.
- Basu, N., Scheuhammer, A.M., Bursian, S.J., Elliott, J., Rouvinen-Watt, K. y Chan, H.M.** (2007). Mink as a sentinel species in environmental health. *Environmental Research*, 103(1): 130-144.
- Bayle, P.** (1999). Preventing birds of prey problems at transmission lines in Western Europe. *Journal of Raptor Research*, 33: 43-48.
- Beck, P.W.** (1999). Nuclear energy in the twenty-first century: Examination of a contentious subject. *Annual Review of Energy and the Environment*, 24: 113–137.
- Bech, N., Beltran, S., Boissier, J., Allienne, J. F., Resseguier, J. y Novoa, C.** (2012). Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg?. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(1): 95–98
- Benítez-López, A., Alkemade, R. y Verweij, P.A.** (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6): 1307-1316.
- Benito-Garzón, M., Sánchez de Dios, R. y 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. y Sáinz Ollero, H.** (2007). Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography*, 30(1): 120-134.
- Bennett, G. y Mulongoy, K.J.** (2006). *Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones*. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series (No. 23, p. 100).
- Benson, P.C.** (1980). Large raptor electrocution and power pole utilization: a study in six western states. *Journal of Raptor Research*, 14: 125–126.
- Benton, T.G., Vickery, J. A. y Wilson, J.D.** (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4): 182-188.
- 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. *Biological Conservation*, 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. En Ferrer, M. y Janss, G.F. (Eds). *Aves y líneas eléctricas*, Quercus, Madrid, España, pp. 29-56.
- Bevanger, K., y Brøseth, H.** (2001). Bird collisions with power lines—an experiment with ptarmigan (*Lagopus sp.*). *Biological Conservation*, 99(3): 341-346.

- Beyer, H.L. (2004). Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Disponible en <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- Bhat, I.K. y Prakash, R. (2009). LCA of renewable energy for electricity generation systems—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(5): 1067-1073.
- BirdLife International. (2004). Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands.
- Blanco, G., Sergio, F., Sánchez-Zapata, J.A., Pérez-García, J.M., Botella, F., Martínez, F., Roviralta, F., Frías, O. e Hiraldo, F. (2012). Safety in numbers? Supplanting data quality with fanciful models in wildlife monitoring and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 21(12): 3269-3276.
- Bocard, D., Legendre, P. y Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.
- Boeker, E.L. y Nickerson P.R. (1975). Raptor electrocutions. *Wildlife Society Bulletin*, 3: 79–81.
- Borgatti, S. (2006). *Netdraw*. Network Visualization. Analytic Technologies, Inc.
- Borgatti, S.P., Everett, M.G. y Freeman, L.C. (2002). Ucinet for Windows: Software for Social Network Analysis. Harvard, MA: Analytic Technologies.
- Borgatti, S.P. y Everett, M. G. (2006). A graph-theoretic perspective on centrality. *Social Networks*, 28: 466-484
- Bosch, R., Real, J., Tintó, A., Zozaya, E.L., y Castell, C. (2010). Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis*, 152(1): 105-117.
- Bossart, G.D. (2006). Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Oceanography*, 19(2): 134-137.
- Botkin, D. B., Saxe, H., Araújo, M. B., Betts, R., Bradshaw, R. H., Cedhagen, T., Chesson P., Dawson T.P., Etterson J.R., Faith, D.P., Ferrier, S., Guisan A., Hansen, A.S., Hilbert D. W., Loehle C., Margules C., New M., Sobel M.J. y Stockwell, D. R. (2007). Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience*, 57(3): 227-236.
- Bourg, N.A. y McShea, W.J., Gill D.E. (2005). Putting a cart before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology*, 86: 2793–2804.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. y Schmiegelow, F.K.A. (2002). Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157: 281–300.
- Breiman, L. (Ed.). (1993). *Classification and regression trees*. CRC press.
- 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. *Biological Conservation*, 141(9): 2342-2356.
- Broennimann, O., y Guisan, A. (2008). Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, 4(5): 585-589.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S., y Ng, P.K. (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424(6947): 420-426.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A. B., Ry lands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. y Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16: 909–923.
- Broto, V.C., Tabbush, P., Burningham, K., Elghali, L., y Edwards, D. (2007). Coal ash and risk: Four social interpretations of a pollution landscape. *Landscape Research*, 32(4): 481-497.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araujo, M. B. y Hirzel, A.H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27: 437-448
- Brown, J.H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 255-279.
- Buisson, L., Thuiller, W., Casajus, N., Lek, S. y Grenouillet, G. (2010). Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, 16: 1145–1157.

- Burel, F., Lavigne, C., Marshall, E.J.P., Moonen, A.C., Ouin, A. y Poggio, S.L.** (2013). Landscape ecology and biodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166: 1
- Burgman, M.A., Lindenmayer, D.B. y Elith, J.** (2005). Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology*, 86(8): 2007-2017.
- Burnham, K.P y Anderson, D.R.** (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach*. Springer; New York, NY:
- Busby, J.R.** (1986). A biogeoclimatic analysis of *Nothofagus cunninghamii* (Hook.) Oerst. in southeastern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 11(1): 1-7.
- Bustamante, J. y Seoane, J.** (2004). Predicting the distribution of four species of raptors (Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

C

- Cabeza, M.** (2003). Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. *Ecology Letters*, 6(7): 665-672.
- Cadahía, L., López-López, P., Urios, V. y Negro, J.J.** (2010). Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 923-930
- Cadahía, L., Urios, V. y Negro, J.J.** (2005). Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraetus fasciatus* during their first winter. *Ibis*, 147: 415-418
- Calenge, C., Darmon, G., Basille, M., Loison, A., y Jullien, J.M.** (2008). The factorial decomposition of the Mahalanobis distances in habitat selection studies. *Ecology*, 89(2): 555-566.
- Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E. y Cabezas-Ruiz, S.** (2004). Habitat factors related to wild rabbit conservation in agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 19: 531-542.
- Calvo, J.F., Martínez, J.E., Pagán, I., León-Ortega, M., Lacalle, J.A., Pérez, E., Abellán, M.D., Cerezo, E., Escarabajal, J.M. y Aledo, E.** (2012). Eficacia de las ZEPAs para la protección de las rapaces. En: Esteve, M.A., Martínez-Paz, J.M. y Soro, B. (Eds). *Los Espacios Naturales Protegidos de la Región de Murcia: Estudio de casos desde una Perspectiva Interdisciplinar*. Pp.145-155. Editum. Murcia.
- Cameron, A.C. y Trivedi, P.K.** (1998). *Regression analysis of count data*. Cambridge University Press.
- Campioni, L., del Mar Delgado, M., Lourenço, R., Bastianelli, G., Fernández, N., y Penteriani, V.** (2013). Individual and spatio-temporal variations in the home range behaviour of a long-lived, territorial species. *Oecologia*, 1-15.
- Capel, J.J.** (2000). *El clima de la Península Ibérica*. Ariel, Barcelona.
- Carignan, V. y Villard, M.A.** (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring Assessment*, 78 (1): 45-61.
- Carlson, T.N. y Traci Arthur, S.** (2000). The impact of land use—land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective. *Global and Planetary Change*, 25(1): 49-65.
- Caro, T.M. y O'Doherty, G.** (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13(4): 805-814.
- Carrete, M. y 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*. *Biological Conservation*, 126: 582-590.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Sánchez, M.A. y Calvo, J.F.** (2002). Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition?. *Biodiversity and Conservation*, 11: 975-985.

-
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M. y Donázar, J.A.** (2009). Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation*, 142(12): 2954-2961.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Montoya, F. y Donázar, J.A.** (2012). Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. *Biological Conservation*, 145(1): 102-108.
- Carroll, C., Noss, R.F y Paquet, P.C.** (2001). Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications*, 11 (4): 961-980.
- Cawsey, E.M., Austin, M.P. y Baker, B.L.** (2002). Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. *Biodiversity & Conservation*, 11(12): 2239-2274.
- Cianfrani, C., Le Lay, G., Hirzel, A.H. y Loy, A.** (2010). Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species?. *Journal of Applied Ecology*, 47: 421-430.
- Cocks, K.D. y Baird, I.A.** (1989). Using mathematical programming to address the multiple reserve selection problem and example from the Eyre Peninsula, South Australia. *Biological Conservation*, 49:113-130
- Cohen, D.A.** (1896). California department. *Osprey*, 1(1):15.
- Costello, C. y Polasky, S.** (2004). Dynamic reserve site selection. *Resource and Energy Economics*, 26: 157-174.
- Coues, E.** (1876). The destruction of birds by telegraph wire. *American Naturalist*, 10(12):734-736.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Sims-Castley, R., le Roux, A., Beard E., Burgers C.J. y 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. *Biological Conservation*, 112(1-2): 147-167
- Cumming, G.S.** (2000). Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari: Ixodida). *Journal of Biogeography*, 27(2): 425-440.
- Cushman, S.A. y McGarigal, K.** (2002). Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology*, 17: 637-646.
- Chakraborty, A., Gelfand, A.E., Wilson, A.M., Latimer, A.M., y Silander Jr, J.A.** (2010). Modeling large scale species abundance with latent spatial processes. *The Annals of Applied Statistics*, 4(3): 1403-1429.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. y Daily, G.C.** (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4 (11) p. e379
- Chazdon, R.L., Harvey, C.A., Komar, O., Griffith, D.M., Ferguson, B.G., Martínez-Ramos, M., ... y Philpott, S.M.** (2009). Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41(2): 142-153.
- Chefaoui, R.M. y Lobo, J.M.** (2008). Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling*, 210(4): 478-486.

D

-
- Dale, V.H. y Beyeler, S.C.** (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10.
- Davis, F.W., Costello, C. y Stoms, D.** (2006). Efficient conservation in a utility-maximization framework. *Ecology & Society* 11: online 33 <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss31/art33/>.
- de Goede, K. y Jenkins, A.** (2001). Electric Eagles of the Karoo. *Africa. Birds & Birding*, 6/4: 62.
- de Lucas, M., Janss, G. y Ferrer, M.** (2007). *Birds and wind farms: risk assessment and mitigation*. Quercus, Madrid.

- DeFries, R., Karanth, K.K. y Pareeth, S.** (2010). Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation*, 143(12): 2870-2880.
- del Hoyo, J., Elliot, A. y Sargatall, J.** (1994). *Handbook of the Birds of the World. New Vultures to Guinea Fowl*, vol. 2. Barcelona, Spain: Lynx Edicions.
- del Moral, J.C.** (2006). *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Delgado, M.M. y Penteriani, V.** (2007). Vocal behaviour and neighbour spatial arrangement during vocal displays in eagle owls (*Bubo bubo*). *Journal of Zoology*, 271: 3–10
- Delgado, M.M., Penteriani, V., Nams, V.O. y Campioni, L.** (2009). Changes of movement patterns from early dispersal to settlement. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64(1): 35-43.
- Delibes-Mateos, M., Redpath, S.M., Angulo, E., Ferreras, P. y Villafuerte, R.** (2007). Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*, 137(1): 149-156.
- Denholm, P. y Margolis, R.M.** (2008). *Impacts of array configuration on land-use requirements for large-scale photovoltaic deployment in the United States*. Washington, DC: Department of Energy.
- Diekmann, M. y Dupré, C.** (1997). Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. *Journal of Vegetation Science*, 8(6): 855-864.
- Dincer, I.** (1999). Environmental impacts of energy. *Energy policy*, 27(14): 845-854.
- Dobson, A.J.** (2003). *An Introduction to Generalized Linear Models*. 2nd Edition. Chapman and Hall. New York, United States.
- Dormann, C.F., Porschke, O., Márquez, J.R.G., Lautenbach, S. y Schröder, B.** (2008). Components of uncertainty in species distribution analysis: a case study of the great grey shrike. *Ecology*, 89(12): 3371-3386.
- Drewitt, A.L. y 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., et al.** (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163–182.
- Dwyer, J., Harness, R., y Donohue, K.** (2013). *Predictive Model of Avian Electrocutation Risk on Overhead Power Lines*. *Conservation Biology*, doi: 10.1111/cobi.12145
- Dwyer, J.F.** (2004). *Investigating and mitigating raptor electrocution in an urban environment*. Doctoral Thesis. University of Arizona.
- Dwyer, J.F. y Mannan, R.** (2007) Preventing raptor electrocutions in an urban environment. *Journal of Raptor Research*, 41: 259-267

E

- Ehrlich, P.R. y Ehrlich, A.H.** (2013). Can a collapse of global civilization be avoided? *Proceedings of the Royal Society of London. Series Biology*, 280:1754
- Ehrlich, P.R., y Holdren, J.P.** (1971). Impact of population growth. *Science*, 171: 1212–1217.
- Elbroch, M., Mwampamba, T. H., Santos, M. J., Zylberberg, M., Liebenberg, L., Minye, J., Mosser, J. y Reddy, E.** (2011). The value, limitations, and challenges of employing local experts in conservation research. *Conservation Biology*, 25(6): 1195-1202.
- Elith, J. y Burgman, M.A.** (2002). Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. – In: Scott, J.M. et al. (eds). *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, pp. 303–314.
- Elith, J. y Graham, C.H.** (2009). Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32(1): 66-77.

-
- Elith, J. y Leathwick, J.R.** (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 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. y Zimmermann, N.E.** (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. y Yates, C.J.** (2010). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distribution*, 17: 43-57.
- Elphick, C.S.** (2008). How you count counts: the importance of methods research in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 45(5): 1313-1320.
- Epifanio, J.C., Novegil, A., Novegil, A., González, J.** (2006). Primeros datos sobre la biología del búho real en Galicia. *Quercus*, 240: 8-13.

F

-
- Faanes, C.A.** (1987). Bird behavior and mortality in relation to power lines in prairie habitats (No. TR-7). Fish and Wildlife Service Washington Dc.
- Fahrig, L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.
- Favreau, J.M., Drew, C.A., Hess, G.R., Rubino, M.J., Koch, F.H. y Eschelbach, K.A.** (2006). Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation*, 15(12): 3949-3969.
- Fernández-García, J.M.** (1998). Relationship between mortality in electric power lines and avian abundance in a locality of León (NW of Spain). *Ardeola*, 45(1): 63-67.
- Ferrer, M.** (2012). *Aves y Tendidos Eléctricos. Del Conflicto a la Solución*. Fundación MIGRES-Endesa.
- Ferrer, M. y Janss, G.F.E.** (1999). *Aves y Líneas Eléctricas*. Madrid, Spain: Editorial Quercus.
- Ferrer, M., de la Riva, M. y Castroviejo, J.** (1991). Electrocutation of raptors on power lines in Southern Spain. *Journal of Field Ornithology*, 62: 54-69.
- Ferrer, M., y Negro, J.J.** (1992). Tendidos eléctricos y conservación de aves en España. *Ardeola* 39(2): 23-27
- Ferrier, S. y Guisan, A.** (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43: 393-404.
- Ferrier, S. y Watson G.** (1997). *An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modelling techniques in predicting the distribution of biological diversity*. Canberra, AU, Environment Australia.
- Ferrier, S., Manion, G., Elith, J. y Richardson, K.** (2007). Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and distributions*, 13(3): 252-264.
- Fielding, A.H. y Bell, J.F.** (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.
- Fitzpatrick, M.C. y Hargrove, W.W.** (2009). The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodiversity Conservation*, 18: 2255-2261.
- Fitzpatrick, M.C., Weltzin, J.F., Sanders, N.J. y Dunn, R.R.** (2007). The biogeography of prediction error: why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range?. *Global Ecology and Biogeography*, 16(1): 24-33.
- Fleishman, E., Thomson J. R., Nally, R.M. Murphy, D.D. y Fay, J.P.** (2005). Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology*, 19(4): 1125-1137.

- Forester, D.J., y Machlist, G.E.** (1996). Modeling human factors that affect the loss of biodiversity. *Conservation Biology*, 10(4): 1253-1263.
- Forrester, J.A., Leopold, D.J. y 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. *Restoration Ecology*, 13: 488–498.
- Fraguas, B., Real, J., y Mañosa, S.** (2001). *Habitat use by golden and Bonelli's eagles in Los Arribes del Duero. Inédito.*
- Freeman, L.C.** (1979). Centrality in Social Networks: Conceptual clarification. *Social Networks*, 1: 215-239.
- Fretwell, S.D.** (1972). *Populations in a seasonal environment (Vol. 5)*. Princeton University Press.
- Furness, R.W. y Camphuysen, K.C.** (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 54(4): 726-737.

G

- Gangoso, L. y Palacios C.J.** (2002). Endangered Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) entangled in a power line ground-wire stabilizer. *Journal of Raptor Research*, 36 (3): 238-239.
- García-Ripollés, C., López-López, P. y Urios, V.** (2011). Ranging behaviour of non-breeding Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus*: a GPS-telemetry study. *Acta Ornithologica*, 46(2): 127-134.
- Gaston, K.J. y Lawton, J.H.** (1990). Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. *Oikos*, 329-335.
- Gaston, K.J. y Fuller, R.A.** (2007). Biodiversity and extinction: losing the common and the widespread. *Progress in Physical Geography*, 31(2): 213.
- Gates, J.E. y Gysel, L.W. (1978).** Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 59(5): 871-883.
- Gaubert, P., Papeş, M. y Peterson, A.T.** (2006). Natural history collections and the conservation of poorly known taxa: Ecological niche modeling in central African rainforest genets (*Genetta spp.*). *Biological conservation*, 130(1): 106-117.
- Gibb, H. y Hochuli, D.F.** (2002). Habitat fragmentation in a urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation*, 106: 91-100.
- Gillies, R.R., Brim, B., Symanzik, J. y Rodemaker, E.J.** (2003). Effects of urbanization on the aquatic fauna of the Line Creek watershed, Atlanta a satellite perspective. *Remote Sensing of Environment*, 86 (3): 411-422
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. y Mira, A.** (2009). Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research*, 24(2): 355-370.
- González L.M., Margalida, A., Mañosa, S., Sánchez, R., Oria, J., Molina, J. I., Caldera, J., Aranda, A. y 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. y Woodford, L.** (2011). Using presence-only and presence–absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology*, 48(1): 25-34.
- Graham, C.H., Elith, J., Hijmans, R.J., Guisan, A., Townsend Peterson, A. y Loisele, B.A.** (2008). The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 239-247.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P. y Balmford, A.** (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709): 550-555.
- Greenwood, J.J.** (2007). Citizens, science and bird conservation. *Journal of Ornithology*, 148(1): 77-124.

-
- Groves, C.R., Jensen, D.B. Valutis, L.L. Redford, K.H. Shaffer, M.L. Scott, J.M. Baumgartner, J.V. Higgins, J.V. Beck, M.W. y Anderson, M.G. (2002). Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *BioScience*, 52:499-512.
- Guil, F., Fernández-Olalla M., Moreno-Opo, R., Mosqueda, I., Gómez, M.E., Aranda, A., Arredondo, A., Guzmán, J., Oria, J., González, L.M. y 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(11): e28212.
- Guimarães, P.R. y Guimarães, P. (2006). Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software*, 21: 1512-1513.
- Guimarães, P.R., Rico-Gray, V., dos Reis, S.F. y Thompson, J. N. (2006). Asymmetries in specialization in ant-plant mutualistic networks. *Proceedings of the Royal Society of London. Series Biology*, 273: 2041–2047.
- Guisan, A. y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. y Zimmermann, N.E. (2006). Using Niche-Based Models to Improve the Sampling of Rare Species. *Conservation Biology*, 20(2): 501-511.
- Guisan, A., Graham, C. H., Elith, J., Huettmann, F. y the NCEAS Species Distribution Modelling Group (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, 13: 332–340.
- Guisan, A., Theurillat, J.P. y Kienast, F. (1998). Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, 9(1): 65-74.
- Guisan, A., y Harrell, F.E. (2000). Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science*, 11(5): 617-626.
- Guzmán, J. y Castaño J.P. (1998). Electrocutación de rapaces en líneas eléctricas de distribución en Sierra Morena oriental y Campo de Montiel. *Ardeola*, 45: 161–169

H

- Haas, D, Nipkow M, Fiedler G, Schneider R, Haas W, *et al.* (2005). *Protecting birds from powerlines*. Strasbourg: Council of Europe Publishing.
- Haas, D. (1980). Endangerment of our large birds by electrocution: a documentation. *Okol. Vogel* 2:7-57.
- Haas, D. (1993). Clinical signs and treatment of large birds injured by electrocution. En: Redig, P.T., Cooper, J.E., Remple, J.D., Hunter, D.B. y Hahn, T. (Eds.). *Raptor Biomedicine*. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, USA, pp. 180–183
- Halliday, J.E., Meredith, A.L., Knobel, D.L., Shaw, D.J., de C Bronsvort, B.M. y Cleaveland, S. (2007). A framework for evaluating animals as sentinels for infectious disease surveillance. *Journal of the Royal Society Interface*, 4(16): 973-984.
- Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. y Williams, P. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(3): 131-138.
- Hansen, A. J. y DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17(4): 974-988.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.
- Harness, R.E. y Garrett, M. (1999). Effectiveness of perch guards to prevent raptor electrocutions. *Journal of the Colorado Field Ornithologists*, 33: 215–220.
- Harness, R.E. y Wilson, K.R., (2001). Utility structures associated with raptor electrocutions in rural areas. *Wildlife Society Bulletin*, 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.
- Harte, J. (2007).** Human population as a dynamic factor in environmental degradation. *Popul. Environ*, 28: 223–236.
- Hartley, S., Harris, R. y Lester, P.J. (2006).** Quantifying uncertainty in the potential distribution of an invasive species: climate and the Argentine ant. *Ecology Letters*, 9(9): 1068-1079.
- Hassell, M.P. y Wilson, H.B. (1997).** *The dynamics of spatially distributed host-parasitoid systems. Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions.* Princeton University Press, Princeton, NJ, 75-110.
- Hastie, T. y Tibshirani, R. (1986).** Generalized additive models. *Statistical science*, 297-310.
- 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, Calgary.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Pearson, R.G. y Körber, J.H. (2007).** Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 754–763
- Hernández, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. y Albert, D.L., (2006).** The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 5: 773–785.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J.A., Pradel, R., ... & García, J. (2013).** From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecological Monographs*, 83(2): 239-261.
- Hinde, J. y Demétrio, C. (1998).** *Overdispersion: Models and Estimation.* ABE, Sao Paulo, Brazil.
- Hirzel, A.H., Posse, B., Oggier, P.A., Crettenand, Y., Glenz, C. y Arlettaz, R. (2004).** Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1103–1116.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. y Perrin, N. (2002).** Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83, 2027–2036.
- Holdren, J.P. y Ehrlich, P.R. (1974).** Human population and the global environment. *Am. Sci.* 62, 282–292.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. y Evans, A.D. (2005).** Does organic farming benefit biodiversity?. *Biological conservation*, 122(1): 113-130.
- Hortal, J., Garcia-Pereira, P. y García-Barros, E. (2004).** Butterfly species richness in mainland Portugal: predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography*, 27(1): 68-82.

I

- Imhoff, M.L., Bounoua, L., Defries, R., Lawrence, W.T., Stutzer, D., Tucker, C.J. y Ricketts, T. (2004).** The consequences of urban land transformation on net primary productivity in the United States. *Remote Sensing of Environment*, 89 (4): 434-443
- Infante, O. y Peris, S. (2003).** Bird nesting on electric power supports in northwestern Spain. *Ecological Engineering*, 20(4): 321-326.
- Iverson, L.R., Prasad, A. y 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*. *Ecological Modelling*, 115(1): 77-93.
- Izquierdo, A., Martín, C. y Rico, L. (1997).** Factores técnicos y ambientales implicados en la electrocución de aves en los tendidos eléctricos. *Informes de la Construcción*, 49 (451): 49-55

Izquierdo, A., Seva-Román, E., Martín-Cantarino, C. y López-Iborra, G. (1996). Informe preliminar sobre la Electrocutación en Tendidos eléctricos de fauna silvestre en el área de la Sierra de Escalona y la Sierra del Puerto. Alicante. Consellería de Agricultura y Medio Ambiente. Inédito.

J

-
- James, B.W. y Haak, B.A. (1979). *Factors affecting avian flight behavior and collision mortality at transmission lines*. Final Report. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon. 106 pp
- James, F.C. y MacCulloch, C.E. (2002). In Scott, J.M. (ed.). *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press. Washington. USA
- Janss, G.F.E. (2000). Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation*, 95: 353–359.
- Janss, G.F.E. (2001). Birds and power lines: a field of tension. Ph.D. Utrecht University.
- Janss, G.F.E. y Ferrer, M. (1998). Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking. *Journal of Field Ornithology*, 69: 8–17.
- Janss, G.F.E. y Ferrer, M. (1999). Mitigation of raptor electrocution on steel power poles. *Wildlife Society Bulletin*, 27: 263–273
- Janss, G.F.E. y Ferrer, M. (2000). Common crane and great bustard collision with power lines: collision rate and risk exposure. *Wildlife Society Bulletin*, 28: 675–680.
- Janss, G.F.E. y Ferrer, M. (2001). Avian electrocution mortality in relation to pole design and adjacent habitat in Spain. *Bird Conservation International*, 11: 3–12.
- Janzen, D.H. (1986). *The eternal external threat*. En Soulé, M. (ed). *Conservation Biology*. Sunderland, USA: Sinauer. pp. 286–303.
- Jenkins, A.R., Smallie, J.I. y Diamond, M. (2010). Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International*, 20: 263–278.
- Jiménez-Valverde, A., Diniz, F., de Azeved, E.B. y Borges, P.A.V. (2009). Species distribution models do not account for abundance: the case of arthropods on Terceira Island. *Annales Zoologici Fennici* 46: 451–464.
- Jones, J. (2001). Habitat Selection studies in avian ecology: A critical review. *The Auk*, 112(2): 557–562.
- Jones-Farrand, D.T., Fearer, T.M., Thogmartin, W.E., Iii, F.R.T., Nelson, M.D. y Tirpak, J.M. (2011). Comparison of statistical and theoretical habitat models for conservation planning: the benefit of ensemble prediction. *Ecological Applications* 21, 2269–2282.
- Jordán, F., Benedek, Z. y Podani, J. (2007). Quantifying positional importance in food webs: a comparison of centrality indices. *Ecological Modelling*, 205: 270–275.
- Jordán, F., Liu, W.C. y van Veen, F.J.F. (2003). Quantifying the importance of species and their interactions in a host-parasitoid community. *Community Ecology*, 4: 79–88.

K

-
- Kaliontzopoulou, A., Brito, J.C., Carretero, M.A., Larbes, S. y Harris, D.J. (2008). Modelling the partially unknown distribution of wall lizards (Podarcis) in North Africa: ecological affinities, potential areas of occurrence, and methodological constraints. *Canadian Journal of Zoology*, 86(9): 992–1001.
- Kang, D., Yang, H., Li, J. y Chen, Y. (2013). Can conservation of single surrogate species protect co-occurring species?. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-7.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A. y Hines, J.E. (2004). Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(14): 4854–4858.

- Kearney, M.** (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling?. *Oikos*, 115(1): 186-191.
- Kim, H., Kim, S. y Dale, B.E.** (2009). Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: some unexplored variables. *Environmental Science & Technology*, 43(3): 961-967.
- Kingsland, S.E.** (2002). Creating a science of nature reserve design: perspectives from history. *Environmental Modeling and Assessment*, 7: 61–69
- Kirby, J.S., Stattersfield, A.J., Stuart, H.M., Butchart, E., Richard, M.I., Grimmer, F.A., Jones V.R., O'Sullivan, J., Tucker, G.M. y Newton, I.** (2008). Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International*, 18: 49-573.
- Kleijn, D. y Sutherland, W.J.** (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of Applied Ecology*, 40(6): 947-969.
- Koh, L.P. y Ghazoul, J.** (2008). Biofuels, biodiversity, and people: understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation*, 141: 2450–2460.
- Kolar, C.S. y Lodge, D.M.** (2002). Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298(5596): 1233-1236.
- Komar, N.** (2001) West Nile virus surveillance using sentinel birds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 951: 58–73.
- Koops, F.B.J.** (1987). Collision victims of high-tension lines in The Netherlands and effects of marking. KRMA Report.
- Krause, A.E., Frank, K.A., Mason, D.M., Ulanowicz, R.E. y Taylor, W.W.** (2003). Compartments revealed in food-web structure. *Nature*, 426: 282–285.
- Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B. y Siriwardena G.M.** (1999). The second silent spring?. *Nature*, 400: 611–612.

L

- Lambeck, R.J.** (1997). Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11(4): 849-856.
- Landres, P.B., Verner, J. y Thomas, J.W.** (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2: 316–328.
- Langen, T.A., Ogden, K.M. y Schwarting, L.L.** (2009). Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. *The Journal of Wildlife Management*, 73(1): 104-114.
- Lavado-Contador, J.F.** (2005). Adaptive management, monitoring, and the ecological sustainability of a thermal-polluted water ecosystem: A case in SW Spain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 104: 19–35.
- Lawrence, W.T., Imhoff, M.L., Kerle, N. y Stutzer, D.** (2002). Quantifying urban land use and impact on soils in Egypt using diurnal satellite imagery of the Earth surface. *International Journal of Remote Sensing*, 23 (19): 3921-3937.
- Leathwick, J.R.** (2001). New Zealand's potential forest pattern as predicted from current species-environment relationships. *New Zealand Journal of Botany* 39(3): 447-464.
- Ledger, J.A. y Arnegarn, H.J.** (1981). Electrocution hazards to the cape vulture *Gyps coprotheres* in South Africa. *Biological Conservation*, 20:15–24.
- Ledger, J.A. y Hobbs, J.C.A.** (1999). Raptor use and abuse of powerlines in Southern Africa. *Journal of Raptor Research*, 33:49–5
- Legendre, P. y Legendre, L.** (1998). *Numerical ecology*. 2nd English Edn. Elsevier, Amsterdam
- Lehman, R.N.** (2001). Raptor electrocution on power lines: current issues and outlook. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 804–813.
- Lehman, R.N., Kennedy, P.L. y Savidge, J.A.** (2007). The state of the art in raptor electrocution research: A global review. *Biological conservation*, 136: 159–174.
- Lehmann, A., Overton, J.M. y Leathwick, J.R.** (2002). GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological modelling*, 157(2): 189-207.

-
- León, M., Lacalle, J.A., Pérez, E., Martínez, J.E. y Calvo, J.F.** (2008). Dispersión de los juveniles de Búho real (*Bubo bubo*) en el sureste de la Región de Murcia: Anillamiento científico como herramienta de estudio. Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. ANSE.
- Lepš, J. y Šmilauer, P.** (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Leshem, Y.** (1985). Griffon Vultures in Israel: Electrocutation and other reasons for a declining population. *Vulture News*, 13: 14-20.
- Leslie, H., Ruckelshaus, M., Ball, I.R., Andelman, S. y Possingham, H.P.** (2003). Using siting algorithms in the design of marine reserve networks. *Ecological Applications*, 13: S185-S198
- Levin, S.A.** (1977). A more functional response to predator-prey stability. *The American Naturalist*, 111(978): 381-383.
- Libralato, S., Christensen, V. y Pauly, D.** (2006). A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, 195: 153-171.
- Liechti, F., Guélat, J. y Komenda-Zehnder, S.** (2013). Modelling the spatial concentrations of bird migration to assess conflicts with wind turbines. *Biological Conservation*, 162: 24-32.
- Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Smith, P.L., Possingham, H.P., Fischer, J., Oliver, I., y McCarthy, M.A.** (2002). The Focal-Species Approach and Landscape Restoration: a Critique. *Conservation biology*, 16(2): 338-345.
- Lings, R.** (2005). Overview of transmission lines above 700 kV. In Power Engineering Society Inaugural Conference and Exposition in Africa, 2005 IEEE (pp. 33-43).
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P. y Pearson, R.G.** (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28: 385-393.
- Lobo, J.M. y Tognelli, M.F.** (2011). Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. *Journal for Nature Conservation*, 19: 1-7
- Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerck, J.M., Brooks, T., Smith, K.G. y Williams, P.H.** (2003). Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 17: 1591-1600.
- López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahía, L. y Urios, V.** (2007). Are Important Bird Areas and Special Protected Areas enough for conservation? The case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3755-3780
- López-López, P., Ferrer, M., Madero, A., Casado, E. y McGrady, M.** (2011). Solving man-induced large-scale conservation problems: the Spanish Imperial Eagle and power lines. *PLoS ONE*, DOI: 10.1371/journal.pone.0017196
- Lovejoy, T.E.** (2006). Protected areas: a prism for a changing world. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 329-333.
- Loveridge, A.J., Searle, A.W., Murindagomo, F. y Macdonald, D.W.** (2007). The impact of sport-hunting on the population dynamics of an African lion population in a protected area. *Biological Conservation*, 134: 548-558.
- Luken, J.O., Hinton, A. C., y Baker, D.G.** (1992). Response of woody plant communities in power-line corridors to frequent anthropogenic disturbance. *Ecological Applications*, 356-362.

M

-
- Mader, H.J.** (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29(1): 81-96.
- Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C.** (2004). Libro Rojo de las Aves de España. Dirección general para la biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Malo, J.E., Suárez, F. y Díez, A.** (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models?. *Journal of Applied Ecology*, 41:701-710.
- Manel, S., Williams, H.C. y Ormerod, S.J.** (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38: 921-931.
- 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. *Biodiversity and Conservation* 10: 1997–2012.
- Mañosa, S., Real, J. y Codina, J.** (1998). Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research* 32, 208-214
- Margules, C.R. y Pressey, R.L.** (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243–253
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K. y Thuiller, W.** (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15, 59–69.
- Martin, G.R.** (2011). Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis*, 153: 239–254.
- Martin, G.R., y Shaw, J.M.** (2010). Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead?. *Biological Conservation*, 143(11): 2695-2702.
- Martínez, J.A. y Zuberogoitia, I.** (2003). El Búho real (*Bubo bubo*). En Martí, R., del Moral, J. C. (2003). Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Martínez, J.A., Martínez, J.E., Mañosa, S., Zuberogoitia, I. y Calvo J.F.** (2006). How to manage human-induced mortality in the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Bird Conservation International*, 16:265–278.
- Martínez, J.E., Pagán, I., Palazón, J.A. y Calvo, J.F.** (2007). Habitat use of booted eagles (*Hieraaetus pennatus*) in a Special Protection Area: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 16: 3481–3488.
- Martínez-Abraín, A., Crespo, J., Berdugo, M., Gutiérrez, L., Lafuente, A., Mañas, A. y de Miguel J.M.** (2013). Causes of human impact to protected vertebrate wildlife parallel long-term socio-economical changes in Spain. *Animal Conservation* 16:286-294.
- Martínez-Abraín, A., Crespo, J., Jiménez, J., Gómez, J. A., y Oro, D.** (2009). Is the historical war against wildlife over in southern Europe?. *Animal Conservation*, 12(3): 204-208.
- Mateo, R.G., Felicísimo, A.M., y Muñoz, J.** (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2): 217-240.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Sánchez-Barbudo, I.S., y Mateo, R.** (2012). Alleviating human–wildlife conflicts: identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology*, 49(2): 376-385.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power A.G., y Swift, M.J.** (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277:504–509
- Maul, P.R., Turner, W. y Glendenning, I.** (1993). Environmental Impacts of Nuclear-Power - Past Experience and Future-Prospects. *IEE Proceedings A: Science, Measurement & Technology*, 140: 13–19.
- Maurer, B.A.** (1996). Relating human population growth to the loss of biodiversity. *Biodiversity Letters*, 3(1): 1-5.
- McAllister, D., Craig, J., Davidson, N., Murray, D. y Seddon, M.** (2000). *Biodiversity impacts of large dams*. London: World Commission on Dams.
- McCullagh, P. y Nelder, J.A.** (1989). *Generalised Linear Modelling*. Chapman and Hall.
- McDonald, R.I., Fargione, J., Kiesecker, J., Miller, W.M. y Powell, J.** (2009). Energy Sprawl or Energy Efficiency: Climate Policy Impacts on Natural Habitat for the United States of America. *PLoS ONE* 4(8): e6802.

-
- McDonald, R.I., Kareiva, P. y Forman, R.T.** (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141(6): 1695-1703.
- 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. y Wintle, B.A.** (2010). Active adaptive conservation of threatened species in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 20: 476-1489.
- McKee, J.K., Sciulli, P.W., Foose, C.D. y Waite, T.A.** (2004). Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth. *Biological Conservation*, 115(1): 161-164.
- McKinney, M.L.** (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystem*, 11: 161-76.
- McNeil, R., Rodríguez, J.R. y Quellet, G.** (1985). Bird mortality at a power transmission line in Northeastern Venezuela. *Biological Conservation*, 31: 153-165
- Mech, L.D., Fritts, S.H., Radde, G.L. y Paul, W.J.** (1988). Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 16(1): 85-87.
- Meffe, G.K. y Carroll, C.R.** (1997). *Principles of Conservation Biology*. 2nd edn. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- MIET Ministerio de Industria, Energía y Turismo** (2013) *Estadística de la industria Eléctrica*. Gobierno dce España. Acceso 22 junio 2013: www.minetur.gob.es/energia/
- Millar, C.S. y Blouin-Demers, G.** (2012). Habitat suitability modelling for species at risk is sensitive to algorithm and scale: A case study of Blanding's turtle *Emydoidea blandingii* in Ontario, Canada. *Journal for Nature Conservation*, 20(1): 18-29.
- Millennium Ecosystem Assessment** (2005). *Current state and trends*. Washington, DC.
- Miller, J.R. y Hobbs, R.J.** (2002). Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16(2): 330-337.
- Miller, P.J. y Van Atten, C.** (2005). *North American power plant emissions*. Commission for Environmental Cooperation of North America. Quebec.
- MIT** (2003). *The future of nuclear power*. Cambridge, MA: 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, MA: 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.
- Montoya, J.M., Pimm, S.L. y Solé, R.V.** (2006). Ecological networks and their fragility. *Nature*, 442: 259-264.
- Morello, J., Buzai, G.D., Baxendale, C.A., Rodríguez, A.F., Matteucci, S.D., Godagnone, R.E. y Casas, R.R.** (2000). Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12(2): 119-131.
- Música, A. y Negro, J.J.** (1989). La electrocución de aves en las líneas eléctricas. *Vida Silvestre* 65:40-45.
- Myers, N.** (1993). Biodiversity and the precautionary principle. *Ambio* 74-79.

N

-
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T.H. y Rouget, M.** (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12): 681-687
- Nally, R.M. y Fleishman, E.** (2002). Using "indicator" species to model specie richness: model development and predictions. *Ecological Applications*, 12(1): 79-92
- Nally, R.M. y Fleishman, E.** (2004). A successful predictive model of species richness based on indicator species. *Conservation Biology*, 18(3): 646-654.

- Navarro, J.** (2002). *Situación de las Rapaces Nocturnas y Chotacabras en el Sur de la Provincia de Alicante*. Proyecto Final de Carrera. Universidad Miguel Hernández.
- Negro, J.J.** (1999). Past and future research on wildlife interactions with power lines. En Ferrer, M., Janss, G. F. (Eds). *Aves y líneas eléctricas*, Quercus, Madrid, España. Pp:21-28
- Negro, J.J. y 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. y Mañez, M.** (1989). Impacto de los tendidos eléctricos sobre la avifauna. *Quercus*, 39, 25-29.
- Negro, J.J., Ferrer, M., Santos, C. y Regidor, S.** (1989) Eficacia de dos métodos para prevenir electrocución de aves en tendidos eléctricos. *Ardeola*, 36: 201–206.
- Newman, M.E.J.** (2003). *The structure and function of complex networks*. *SIAM Rev* 45: 167–256.
- Nichols, J.D. y Williams, B.K.** (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12): 668-673.
- Nielsen, S.E., Herrero, S., Boyce, M.S., Mace, R.D., Benn, B., Gibeau, M.L. y Jevons, S.** (2004). Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation*, 120(1): 101-113.
- Nielsen, S.E., Johnson, C.J., Heard, D.C. y Boyce, M.S.** (2005). Can models of presence-absence be used to scale abundance? Two case studies considering extremes in life history. *Ecography*, 28(2): 197-208.
- Nikolaus, G.** (1984). Large numbers of birds killed by electric power line. *Scopus*, 8: 42.
- Norris, K.** (2004). Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 41(3): 413-426.
- Noss, R.F.** (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest ecology and management*, 115(2): 135-146.
- Noss, R.F., Quigley, H.B., Hornocker, M.G., Merrill, T., y Paquet, P.C.** (1996). Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10(4): 949-963.
- Nuissl, H., Haase, D., Lanzendorf, M. y Wittmer, H.** (2009). Environmental impact assessment of urban land use transitions - A context sensitive approach. *Land Use Policy*, 26: 414-424.
- Nur, N., Jahncke, J., Herzog, M.P., Howar, J., Hyrenbach, K.D., Zamon, J.E., Ainley, D.G., Wiens, J.A., Morgan, K.E., Ballance, L.T. y Stralberg, D.** (2011). Where the wild things are: predicting hotspots of seabird aggregations in the California Current System. *Ecological Applications*, 21: 2241–2257.

O

- O'Brien, S., Webb, A., Brewer, M.J. y Reid, J.B.** (2012). Use of kernel density estimation and maximum curvature to set Marine Protected Area boundaries: Identifying a Special Protection Area for wintering red-throated divers in the UK. *Biological Conservation*, 156: 15-21
- Olendorff, R.R., Miller, A.D. y 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.
- Olivier, F. y Wotherspoon, S.J.** (2006). Distribution and abundance of Wilson's storm petrels *Oceanites oceanicus* at two locations in East Antarctica: testing habitat selection models. *Polar Biology* 29:878-892
- Oppel, S., Meirinho, A., Ramírez, I., Gardner, B., O'Connell, A., Louzao, M. y Miller, P.** (2012). Comparison of five modelling techniques to predict the spatial distribution and abundance of seabirds. *Biological Conservation*, 156: 94-104
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. y Belitz, K.** (1994). Verification, validation and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, 263: 641–646.
- Orme, C.D.L, Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J. y**

Owens, I.P.F. (2005). Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436: 1016–1019

- Ortega, E., Mañosa, S., Margalida, S., Sánchez, R., Oria, J., et al. (2009). A demographic description of the recovery of the Vulnerable Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Oryx*, 43: 113–121.
- Ortega-Huerta, M.A., y Peterson, A.T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10(1): 39-54.
- Ortego, J. y Díaz, M. (2004). Habitat preference models for nesting Eagle Owls *Bubo bubo*: How much can be inferred from changes with spatial scale?. *Ardeola*, 51(2): 385-394
- Osborne, P.E. y Suárez-Seoane, S. (2002). Should data be partitioned spatially before building large-scale distribution models?. *Ecological Modelling*, 157(2): 249-259.
- Ottaviani, D., Lasinio, G.J. y Boitani, L. (2004). Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling*, 179: 417-443.

P

-
- Palomino, D. y Carrascal, L.M. (2007). Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning* 83 (4): 268-274.
- Pearce, J. y Ferrier, S. (2001). The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation*, 98(1): 33-43.
- Pearman, P.B., Randin, C.F., Broennimann, O., Vittoz, P., Knaap, W.O., Engler, R., ... y Guisan, A. (2008). Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecology Letters*, 11(4), 357-369.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P. y Liu, C. (2004). Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, 27(3): 285-298.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. y Peterson, A.T. (2007). Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102 – 117
- Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T.P. y Lees, D.C. (2006). Model-based uncertainty in species' range prediction. *Journal of Biogeography*, 33: 1704–1711
- Pedauy, H. (2010). *Flora y Vegetación de la Sierra de Escalona y Dehesa de Campoamor*. Tesina de Doctorado, CIBIO. Universidad de Alicante.
- Pérez-Cueva, A. (1994). *Atlas climàtic de la Comunitat Valenciana*. Generalitat Valenciana-COPUT, València.
- Pérez-García, J.M. y 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. y Sánchez-Zapata, J.A. (2009). *Inventario de las Rapaces Forestales en las ZEPA's de la provincia de Alicante*. Consellería de Territori i Habitatge Comunidad Valenciana. Informe inédito.
- Pérez-García, J.M. (2009). Identificación de las Áreas Prioritarias para la corrección de Tendidos Eléctricos en la Comunidad Valenciana. Consellería de Territori i Habitatge Comunidad Valenciana. Valencia. Informe inédito.
- Pérez-García, J.M. (2011). Revisión de las Áreas Prioritarias para la corrección de Tendidos Eléctricos en la Comunidad Valenciana. Consellería de Territori i Habitatge Comunidad Valenciana. Valencia. Informe inédito.
- Pérez-García, J.M., Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A. y Moleón, M. (2011). Conserving outside protected areas: avian electrocutions in the periphery of Special Protection Areas for birds. *Bird Conservation International*, 21(3): 296-302.

- Pérez-García, J.M., Margalida, A., Afonso, I., Ferreiro, E., Gardiazábal, A., Botella, F. y Sánchez-Zapata, J.A.** (2013). Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 154(1): 63-71.
- Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A. y Botella, F.** (2012). Distribution and breeding performance of a high-density Eagle Owl population in SE Spain. *Bird Study* 59(1): 22-28.
- Peron, C., Authier, M., Barbraud, C., Delord, K., Besson, D., y Weimerskirch, H.** (2010). Interdecadal changes in at-sea distribution and abundance of subantarctic seabirds along a latitudinal gradient in the Southern Indian Ocean. *Global Change Biology*, 16(7), 1895-1909.
- Peterson, A.T., Papes, M. y Soberón, J.** (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213: 63-72.
- Peterson, A.T.** (2005). Kansas gap analysis: the importance of validating distributional models before using them. *The Southwestern Naturalist*, 50(2): 230-236.
- Peterson, A.T.** (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The quarterly review of biology*, 78(4): 419-433.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier, R.H. y Stockwell, D.R.** (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, 416(6881): 626-629.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. y Schapire, R.E.** (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. y Ferrier, S.** (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181-197.
- Pimm, S.L. y Raven, P.** (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403(6772): 843-845
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. y Brooks, T.M.** (1995). The future of biodiversity. *Science*, 269(5222): 347
- Pineda, E. y Lobo, J.M.** (2009). Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*, 78(1): 182-190.
- Plevin, R.J., Jones, A.D., Torn, M.S. y Gibbs, H.K.** (2010). Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environmental Science & Technology*, 44(21): 8015-8021.
- Polasky, S., Csuti, B., Vossler, C. y Meyers, S.** (2001). A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. *Biological Conservation*, 97 (1): 99-105.
- Ponce, C., Alonso, J.C., Argandona, G., García Fernández, A., y Carrasco, M.** (2010). Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation*, 13(6): 603-612.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Noon, B.R., Trombulak, S. y Pulliam, H.R.** (2001). Making smart conservation decisions. In: Soule ME y Orians GH, eds. *Research priorities for nature conservation*. Washington DC: Island Press. pp. 225-244.
- Possingham, H.P., Wilson, K.A., Andelman, S.J. y Vynne, C.H.** (2006). Protected areas: goals, limitations, and design. In Groom, M.J., Meffe, G.K. y Carroll, C.R. (Eds.). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA. pp. 509-533
- Pressey, R.L.** (2004). Conservation planning and biodiversity: assembling the best data for the job. *Conservation Biology*, 18: 1677-1681.
- Pressey, R.L. y Cowling, R.M.** (2001). Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15: 275-277.
- Pressey, R.L. y Nicholls, A.O.** (1989). Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. *Biological Conservation*, 80: 207-219.
- Primack, R. B. y Ros, J.** (2002). *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel.

-
- Primack, R.B.** (1998). *Essentials of conservation biology* (Vol. 23). Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Prinsen, H.A.M., Smallie, J.J., Boere, G.C. y Píres, 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, AEWA Technical Series No. 20, Bonn, Germany.
- Prinsen, H.A.M, Boere, G.C., Píres, N. y 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, AEWA Technical Series No. X20 Bonn, Germany.
- Prodon, R.** (1992). Animal communities and vegetation dynamics: measuring and modeling animal community dynamics along forest successions. En Teller A., Mathy, P. y J. N. R. Jeffers (eds). *Responses of forest ecosystems to environmental changes*. Elsevier, London. Pp 126-141.
- Proulx, S.R., Promislow D.E. y Phillips, P.C.** (2005). Network thinking in ecology and evolution. *Trends Ecology and Evolution*, 20: 345–353.
- Pullin, A.S., Knight, T.M., Stone, D.A. y K. Charman.** (2004). Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making?. *Biological Conservation* 119: 245–252.

R

-
- R Development Core Team** (2009). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL: <http://www.R-project.org> (accessed 25 November 2011).
- Rahman, S. y de Castro, A.** (1995). Environmental impacts of electricity generation: A global perspective. *Energy Conversion, IEEE Transactions on*, 10(2): 307-314.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A. y Peterson, A.T.** (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426(6968): 837-841.
- Rayfield, B., James, P., Fall, A. y Fortin, M.J.** (2008). Comparing static versus dynamic protected areas in the Quebec boreal forest. *Biological Conservation*, 141(2): 438-449.
- Real, J. y Mañosa, S.** (1997). Demography and conservation of western European Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* populations. *Biological Conservation*, 79(1): 59-66.
- Real, J. y Tintó, A.** (2004). Optimización de las actuaciones para mitigar la electrocución mediante un método de detección de los apoyos peligrosos para las aves. Actas del XVII Congreso Español de Ornitología. Madrid abril 2004
- Real, J., Grande, J.M., Mañosa, S. y Sánchez-Zapata, J.A.** (2001). Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
- Real, R., Barbosa, A.M., Rodríguez, A., García, F.J., Vargas, J.M., Palomo, J. y Delibes, M.** (2009). Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, 15: 390–400.
- Rebelo, H., y Jones, G.** (2010). Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology*, 47(2): 410-420.
- Regan, H.M., Hierl, L.A., Franklin, J., Deutschman, D.H., Schmalbach, H.L., Winchell, C.S. y Johnson, B.S.** (2008). Species prioritization for monitoring and management in regional multiple species conservation plans. *Diversity and Distributions*, 14: 462–471.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J.E. y Gaare, E.** (2007). Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biological Conservation*, 134(4): 484–494
- Ren, W., Zhong, Y., Meligrana, J., Anderson, B., Watt, W.E., Chen, J. y Leung, H.L.** (2003). Urbanization, land use and water quality in Shanghai: 1947-1996. *Environment International*, 29(5): 649-659
- Reyers, B., Kruger, M. y Jaarsveld, A.S.** (2000). Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London. Series Biology*, 267: 505–513

- Ricketts, T.H., Daily, G.C. y Ehrlich, P.R.** (2002). Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* 103:361–370.
- Richardson, D.M. y Thuiller, W.** (2007). Home away from home—objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*, 13(3): 299-312.
- Rivas-Martínez, S., Penas, A. y Díaz, T.E.** (2004). *Bioclimatic Map of Europe*. Universidad de León. León (Spain).
- Roberge, J.M. y Angelstam, P.** (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18, 76–85.
- Robin, X., Turck N., Hainard, A. Tiberti, N. Lisacek, F., Sanchez, J.C. y Müller, M.** (2011). pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics*, 12: 77.
- Rodrigues, A.S.L. y Brooks, T.M.** (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Reviews in Ecology and Systematics*, 38: 713-737.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J. y Yan, X.** (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: 640–643.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J. C., Briones, M. Á., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G. y Falcucci, A.** (2011): Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, 17: 350–361
- Rollan, À., Real, J., Bosch, R., Tintó, A. y Hernández-Matías, A.** (2010). Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* and its conservation implications. *Bird Conservation International*, 20: 279-294.
- Roura-Pascual, N., Brotons, L., Peterson, A.T. y Thuiller, W.** (2009). Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. *Biological Invasions*, 11(4): 1017-1031.
- Rothley, K.D.** (2002). Dynamically-based criteria for the identification of optimal bioreserve networks *Environmental Modeling and Assessment*, 7: 123–128
- Rubolini, D., Bassi, E., Bogliani, G., Galeotti, P. y Garavaglia, R.** (2001). Eagle owl (*Bubo bubo*) and power line interactions in the Italian Alps. *Bird Conservation International*, 11: 319–324.
- Rubolini, D., Gustin, M., Bogliani, G. y Garavaglia, R.** (2005). Birds and powerlines in Italy: an assessment. *Bird Conservation International*, 15(02): 131-145.
- Rykiel, E.J.** (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229-244

S

- Sætersdal, M. y Gjerde, I.** (2011). Prioritising conservation areas using species surrogate measures: consistent with ecological theory? *Journal of Applied Ecology*, 48: 1236– 1240.
- Sagar A.D. y Kartha S.** (2007). Bioenergy and sustainable development. *Annual Review of Environment and Resources*, 32: 131–167.
- Salovarov, V.O. y Kuznetsova, D.V.** (2006). Impact of coal mining on bird distribution in Upper Angara Region. *Biology Bulletin*, 33: 199–202.
- Sánchez-Zapata J.A., Botella F., Giménez A. Mínguez E., Anadón J.D., Durá, C.J. y 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. Memoria Interna de la Generalitat Valenciana. Inédito.

-
- Sánchez-Zapata, J.A. y Calvo, J.F.** (1999). Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254–262.
- Santos, H., Rodrigues, L., Jones, G. y Rebelo, H.** (2013). Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 157: 178-186
- Sanz, A., Mínguez, E., Anadón, J.D. y Hernández, V.J.** (2005). Uso heterogéneo del espacio en tres territorios de reproducción del águila-azor perdicera (*Hieraetus fasciatus*). *Ardeola*, 52(2): 347-351
- Scalenghe, R. y Ajmone Marsan, F.** (2009). The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90: 1-10.
- Scott, R.E., Roberts, L.J. y Cadbury, C.J.** (1972). Bird deaths from power lines at Dungeness. *British Birds*, 65(7):273-286.
- Schaub, M., Aebischer, A., Gimenez, O., Berger, S. y Arlettaz, R.** (2010). Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biological Conservation*, 143(8): 1911-1918.
- Schleisner, L.** (2000). Life cycle assessment of a wind farm and related externalities. *Renewable energy*, 20(3): 279-288.
- Schmolke, A., Thorbek, P., DeAngelis, D.L. y Grimm, V.** (2010). Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(8): 479-486
- Schwartz, M.W., Iverson, L.R., Prasad, A.M., Matthews, S.N. y O'Connor, R.J.** (2006). Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, 87(7): 1611-1615.
- Seaman, D.E. y Powell, R.A.** (1996). An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77(7): 2075-2085.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., ... y Yu, T. H.** (2008). Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319(5867): 1238-1240.
- Searle, S.R.** (1971). *Linear Models*. John Wiley. New York
- Sebastián-González, E., Botella, F., Paracuellos, M. y Sánchez-Zapata, J.A.** (2010). Processes driving temporal dynamics in the nested pattern of waterbird communities. *Acta Oecologica*, 36(2): 160-165.
- Segurado, P. y Araújo, M.B.** (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31: 1555-1568.
- Sergio, F., Blas, J., Forero, M., Fernández, N., Donazar J.A. y Hiraldo F.** (2005). Preservation of wide-ranging top predators by site-protection: black and red kites in Doñana National Park. *Biological Conservation*, 125: 11–21.
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K. e Hiraldo, F.** (2008). Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 39: 1-19.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P., Ferrer, M. y Penteriani, V.** (2004). Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the Eagle owl *Bubo bubo*. *Journal of Applied Ecology*, 41: 836–845.
- Simberloff, D.** (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?. *Biological Conservation*, 83: 247–257
- Smallwood, K.S.** (2007). Estimating Wind Turbine-Caused Bird Mortality. *Journal of Wildlife Management*, 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. y Moritz, C.** (2013). Evaluation of species distribution models by resampling of sites surveyed a century ago by Joseph Grinnell. *Ecography*, 36: 1017–1031
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J.** (1995). *Biometry*. Freeman, New York

- Soulé, M.E.** (1985). What is conservation biology?. *BioScience*, 35(11): 727-734.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M. y Peñarrubia, S.G.** (2006)a. Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. *Bird Study*, 53(3): 258-264.
- Soutullo, Á., Urios, V., Ferrer, M. y Peñarrubia, S.G.** (2006)b. Post-fledging behaviour in Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: onset of juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. *Ibis*, 148(2): 307-312.
- Speidel J.J., Weiss, D.C., Ethelston, S.A. y Gilbert, S.M.** (2009). Population policies, programmes and the environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biology*, 364 (1532): 3049-3065
- Spellerberg, I.F.** (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology & Biogeography Letters* 7, 317-333.
- Stearns, B.P. y Stearns, S.C.** (1999). *Watching, from the Edge of Extinction*. Yale University Press.
- Stewart, G.B., Pullin, A.S. y Coles, C.F.** (2005). *Effect of wind turbines on bird abundance: Review report*. Birmingham, UK: Centre for Evidence-Based Conservation.
- Stoate, C., Boatman, N.D. Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R. y Eden, P.** (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63: 337–365.
- Stockwell, D. y Peterson, A. T.** (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International journal of geographical information science*, 13(2): 143-158.
- Stoms, D.M., Davis, F.W. y Cogan, C.B.,** (1992). Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 6 (58): 843–850.
- Store, R. y Kangas, J.** (2001). Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modeling. *Landscape and Urban Planning*, 55: 79–93
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K.S. y Leuschner, C.** (2012). The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society Biology*, 279: 1421-1429.
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. y Alonso, J.C.** (2002). Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology*, 39: 755–77
- Suárez-Seoane, S. y García-Rovés, P.** (2004). Do disturbances in surrounding areas affect a core population of Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*?. The case of the Natural Reserve of Muniellos (Asturias, NW Spain). *Ardeola*, 51(2): 395-409.
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M. y Knight, T.M.** (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 305–308.
- Swets, J.A.** (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857): 1285-1293.

T

- Tenforde, T.S.** (1992). Biological interactions and potential health effects of extremely-low-frequency magnetic fields from power lines and other common sources. *Annual Review of Public Health*, 13(1): 173-196.
- Ter Braak, C.J.F.** (1995). Ordination. En Jongman, R.H.G., TerBraak, C.J.F. y Van Tongeren, O.F.R. (Eds). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp 91-173
- Ter Braak, C.J.F. y Prentice I. C.** (1988). A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18:271-313.
- Ter Braak, C.J.F. y Smilauer, P.** (1998). CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY USA)
- Thomson J.N.** (2006). Mutualistics webs of species. *Science*. 312: 372-373.

-
- Thuiller, W.** (2004). Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10: 2220–2227
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler T., Midgley, G.F., Paterson J., Schurr F.M., Sykes M.T. y Zimmermann, N.E.** (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(3): 137-152.
- Thuiller, W., Araújo, M.B. y Lavorel, S.** (2003). Generalized models vs. classification tree analysis: predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science*, 14(5): 669-680.
- Tilman, D. y Kareiva, P.** (1997). *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Princeton University Press, Princeton (New Jersey): USA.
- Tintó, A., Real, J. y Mañosa, S.** (2010). Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean Areas. *Journal of Wildlife Management*, 74 (8): 1852-1862.
- Tiwary, R.K.** (2001). Environmental impact of coal mining on water regime and its management. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132(1-2): 185-199.
- Tolley, K.A., De Villiers A.L., Cherry M.I. y Measey G.J.** (2010). Isolation and high genetic diversity in dwarf mountain toads (*Bufo capensis*) from South Africa. *Biological Journal of the Linnean Society* 100: 822–834
- TRAGSA** (2003). *Caracterización de líneas eléctricas en la Sierra de Escalona y Dehesa de Campoamor (Alicante) y de su incidencia en la avifauna*. Inédito.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D. y Kadmon, R.** (2007). A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, 13(4): 397-405.
- Tsoutsos, T., Frantzeskaki, N. y Gekas, V.** (2005). Environmental impacts from the solar energy technologies. *Energy Policy*, 33: 289–296.
- Turcek, F.J.** (1960). On the damage by birds to power and communication lines. *Bird Study*, 7: 231-236

U

-
- UN United Nations** (2012) *World Urbanization Prospects, the 2011 Revision*. United Nations, New York. Available at: <http://esa.un.org/unpd/wup/index.htm>
- UNESCO** (1974). *Task Force on Criteria and Guidelines for the Choice and Establishment of Biosphere Reserves*. MAB Report Series no. 22. Bonn: UNESCO
- Urbina-Cardona, J. y Flores-Villela, O.** (2010). Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology* 24: 1031–1041.
- USFWS, United States Fish and Wildlife Service.** (1981). Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models. Ecological Services Manual 103. Dept of the Interior. Washington, DC.

V

-
- Van Niel, K.P., Laffan, S.W. y Lees, B.G.** (2004) Error and uncertainty in environmental variables for predictive vegetation modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15: 747–756.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. y Williams, P.H.** (1991). What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55: 235–254.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. y Strand, O.** (2004). Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *The Journal of Wildlife Management*, 68 (1): 101-108.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M.** (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277:494–499.

- Voogt, J.A. y Oke, T.R.** (2003). Thermal remote sensing of urban climates. *Remote sensing of environment*, 86(3): 370-384.
- 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.

W

- Walters, C.J. y Hilborn, R.** (1978). Ecological optimization and adaptive management. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 157-188.
- Wayland, M., Wilson, L.K., Elliot, J.E., Miller, M.J.R., Bollinger, T., McAdie, M., Langelier, K., Keating, J. y Froese, J.M.W.** (2003). Mortality, morbidity, and lead poisoning of eagles in Western Canada, 1986-98. *Journal of Raptor Research*, 37(1): 8-18.
- Wells, M. y Brandon, K.** (1992). *People and parks: linking protected area management and local communities*. Washington, USA: World Bank.
- Wilson, K.A., McBride, M.F., Bode, M. y Possingham, H.P.** (2006). Prioritizing global conservation efforts. *Nature*, 440: 337-340.
- Williams, J.C. y ReVelle, C.S.** (1997). Applying mathematical programming to reserve selection, *Environmental Modeling and Assessment*, 2: 167-175.
- Williams, P.H.** (1998). Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. Pages 211-249 in Mace, G.M., Balmford, A. and Ginsberg, J.R. (Eds). *Conservation in a Changing World*. Cambridge, UK: Cambridge University Press
- Williams, R.D. y Colson, E.W.** (1989). Raptor association with linear rights-of-way. Western Raptor Management Symposium and Workshop. Washington, DC: National Wildlife Federation. pp. 173-192.
- Williamson, M., Gaston, K.J. y Lonsdale, W.M.** (2001). The species-area relationship does not have an asymptote!. *Journal of Biogeography*, 28: 827-830
- Wiser, S.K., Allen, R.B., Clinton, P.W. y Platt, K.H.** (1998). Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years. *Ecology*, 79(6): 2071-2081.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H. y Guisan, A.** (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14(5): 763-773.
- World Energy Outlook** (2012). OCDE/AIE International Energie Agency. *Disponible on line en: www.iea.org/publications/freepublications/publication/Spanish.pdf*
- Worton, B.J.** (1995). A convex hull-based estimator of home-range size. *Biometrics*, 1206-1215.

Y

- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. y Boulinier, T.** (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 446-453.

Z

- Zaniewski, A.E., Lehmann, A. y Overton, J.M.** (2002). Predicting species distribution using presence-only data: A case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157:261-280.
- Zar, J.H.** (1999). *Biostatistical Analysis*. 4th edition. London: Prentice Hall.
- Zavala, M.A., Díaz-Sierra, R., Purves, D., Zea, G.E. y Urbieta I.R.** (2006). Modelos espacialmente explícitos. *Ecosistemas*, 15 (3): 88-99.

-
- Zuberogoitia, I., González-Oreja, J. A., Martínez, J. E., Zabala, J., Gómez, I. y López-López, P.** (2012). Foraging movements of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus*): implications for supplementary feeding management. *European Journal of Wildlife Research*, 1-9.
- Zucca, A., Sharifi, A.M. y Fabbri, A.G.** (2008). Application of spatial multi-criteria analysis to site selection for a local park: A case study in the Bergamo Province, Italy. *Journal of Environmental Management*, 88(4): 752–769
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. y Smith, G.M.** (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer, New York, NY, USA.

Aislador: Elemento aislante que soporta los conductores de la línea eléctrica en los apoyos, impidiendo el flujo de energía. Según como se encuentren sujetos al apoyo se clasifican en:

Aislador suspendido: Aislador que cuelga de la cruceta con su eje en posición vertical y el conductor se encuentra en la parte inferior del mismo.

Aislador de amarre: aislador en posición horizontal donde ha sido fijado el conductor y que soporta el tensado de la línea.

Aislador rígido: aislador y conductor colocado sobre la cruceta del apoyo.

Antielectrocución (Medidas de): Sistemas para evitar que se produzcan electrocuciones de fauna en los apoyos eléctricos. Son de dos tipos:

Cambio de Diseño: Se modifica la estructura del armado o se instalan alargaderas en los aisladores, con el fin de evitar el contacto entre el ave y el conductor.

Aislamiento: Se recubren el conductor y las grapas con materiales aislantes, en su mayoría polímeros y plásticos, que evita el paso de corriente entre el ave y el conductor

Antocolisión (medidas): Sistemas para evitar la colisión de las aves con los conductores o el cable de tierra.

Antiposada (medidas): Sistemas para evitar que las aves se posen sobre la cruceta.

Apoyo: estructura de metal, madera, hormigón, etc., que soporta los conductores en un tendido eléctrico, y que está formada por el fuste, la cruceta, los aisladores, los conductores y el cable de tierra.

Autoválvula: elemento de regulación de la intensidad en el circuito eléctrico.

Cable de tierra: cable de metal puesto a tierra fijado a los apoyos, que realiza entre otras la función de pararrayos (se encuentran en todos los tendidos de 1ª y algunos de 2ª categoría)

Conductores: cable de metal que transporta energía en un tendido eléctrico.

Cruceta o armado: brazo horizontal de un apoyo en que se fijan los aisladores. Los tipos más comunes son:

Bóveda: las puntas de la cruceta se mantienen a menor altura que la parte central

Tresbolillo: los aisladores se fijan alternativamente a uno y otro lado del apoyo

Horizontal: Los aisladores se fijan en un brazo horizontal en el mismo plano

Cruz: armado con forma de cruz, el aislador central es rígido y se sitúa a mayor altura que los externos.

Derivación: duplicación de una línea en dos o más líneas independientes.

Fin de línea: suelen ir provistos de un transformador a partir del cual el tendido pasa de ir en cable desnudo a cable aislado, aéreo o enterrando. Suelen llevar incorporados elementos de protección como fusibles de expulsión y electroválvulas.

Fusibles elementos que interrumpen el circuito eléctrico en caso de sobrecarga o sobreintensidad.

Puente: Unión de conductores que asegura la continuidad eléctrica de los mismos, con una resistencia mecánica reducida.

Salvapájaros: dispositivo externo que se fija a los cables para su visualización a distancia por las aves.

Seccionador: Aparato mecánico que permite interrumpir el circuito eléctrico.

Transformador: Aparato que transforma un sistema de corrientes en alta tensión en otro en baja tensión.

Agradecimientos

Aunque parezca un tópico, esta parte, es sin duda una de las más difíciles, y a la par más gratificantes, al escribir una tesis. Tal vez porque te invaden una extraña mezcla de sentimientos, la satisfacción por completar un periodo muy importante de tu vida, como por la angustia de afrontar un nuevo camino, te das cuenta del camino recorrido y de las personas que de una u otra forma te han ayudado o apoyado en que se haya hecho posible.

En primer lugar, gracias a mis directores de tesis Paco y Toni, los cuales han sido fundamentales para llegar a dónde estoy ahora. Desde que comenzamos, primero con búhos, después con gatos monteses, tendidos eléctricos, acuáticas, etc, mostraron una confianza en mí que me ayudó a no tirar la toalla, incluso en los momentos más difíciles, cuando la financiación era más incierta. Ambos me enseñaron dos máximas que siempre llevaré conmigo: *“dar una vuelta (una pensada) más a los datos”* y *“olivica comía, huesecico al suelo”*, este último consejo tengo que esforzarme para que sea una regla y no una excepción.

A toda mi familia, pero especialmente mis padres, Juan Manuel y Candi, y mis hermanos, Alberto y Elena, que a pesar de estar lejos durante todo el proceso de realización de la tesis, siempre les he sentido a mi lado, apoyándome para que continuase, tanto directa como indirectamente en este proceso de formación como científico.

Y por supuesto a Carolina, mi gran apoyo desde hace más de una década, sin duda la persona que más ha sufrido la tesis, incluso en algunos momentos, más que la persona que escribe estas líneas. Ha soportado estoicamente como se cambiaban mil y una veces la estructura de la tesis y los periodos de entrega, sin nombrar la de veces que le he pedido que me revisara algún artículo o capítulo, o la armonía cromática en los mapas y figuras. ¡Muchas gracias por todo!

Desde que tengo conocimiento siempre he tenido una idea clara, de mayor quería “estudiar animales”. Parte de esa vocación pudo ser heredada de mi padre, y su gusto por el campo y las caminatas que nos pegaba por la Sierra de Cazorla en busca de cabras montesas, o probablemente, pudo surgir en las correrías en mi “pueblo” Pajares de la Lampreana. Este pequeño municipio zamorano sirvió de escenario en mis inicios como naturalista, y sin duda, en esto tuvo mucho que ver, por una parte mis primos, principalmente Alfonso (quien me inició como ornitólogo), y mis amigos de la Peña Medallón. Con ellos recorrimos lagunas, regatos y pilones capturando bichos con el fin de crear “una colección de fauna del pueblo”.

En la Universidad de Alcalá de Henares comencé a formarme académicamente, durante este periodo agradezco a mis compañeros de Ciencias Ambientales, especialmente a los “Kostras Ambientales”, con los que realicé mis primeras excursiones a Picos de Europa, Pirineos, Gredos o Somosierra, además de muchas fiestas, festivales, conciertos y pitanzas varias. También durante mi paso por Alcalá, debo agradecer al grupo ornitológico Alcedo con los que aprendí muchísimo sobre la avifauna del Henares y alrededores. También porque a través de ellos empecé en SEO/Birdlife, primero como monitor en El Pardo y la casa de Campo, después organizando excursiones y cursos (entre el que destaca el “peculiar” viaje a Marruecos) y por último, coordinando los voluntariados al Parque Nacional de Cabrera. Muy buenos amigos y grandes ornitólogos conocí durante esta época (Ana Íñigo, Óscar Llama, los compañeros monitores, la gente de la oficina...), con algunos sigo manteniendo un contacto frecuente, mientras que con otros, debido al devenir de la vida, ya casi no nos vemos.

Mi paso por Chile cambió mi visión del mundo y la ciencia, y ni que decir tiene que marcó mi vida, ya que conocí a la persona con la que comparto todo hasta el día de hoy. Llegué allí a disfrutar de una estada en con Pablo Marquet, y aunque no fue muy productiva (*científicamente hablando*) debido a que probablemente no tenía aún la madurez investigadora suficiente, debo agradecerle que, entendió que lo que más necesitaba era aprender “en terreno”, y me mandara de ayudante con varios investigadores: primero a Chiloé, a trabajar con rayaditos y chucaos, y posteriormente con Carlos Garín y Martín Escobar a la que fue mi segunda casa allá, el Parque Nacional de Fray Jorge. Carlitos y Martín se convirtieron en mis “compadres” chilenos de terreno hasta el día de hoy. Además los compañeros del grupo HANTA de Eduardo Palma, Olga Barbosa y al resto de doctorantes de Pablo y del CASEB en general, así como los compañeros de andanzas (grupo Imbe), y por supuesto a Carolina. A todos ellos les debo que hicieran más productiva y agradable mi estada en Chile.

A mi “sensey” Ángel Sallent le debo la paciencia de formarme como anillador, y sobretodo que gran parte de mi periodo de aprendizaje fuera en una de las “Mecas” ornitológicas de este país, la Isla de Cabrera... poder disfrutar de casi dos meses al margen de la civilización, rodeado de naturaleza y pájaros y más pájaros es una experiencia inolvidable.

Cuando llegué a Alicante, a pasar una entrevista para un puesto en el que necesitaban un “ornitólogo de bar” nunca pensé que iba a ser para tanto tiempo. Así conocí Eduardo Mínguez, con el que comencé a trabajar en la Miguel Hernández (UMH) y al que tengo un aprecio especial por darme la oportunidad de reincorporarme a la investigación en la universidad. Durante los años en los que he estado en la UMH (ya casi una década) he

coincido con muchos compañeros (Josecar, Raúl, Mariló, Jimi, Irene, Sara Bor, Alicia Montesinos, Rubentxo, Roberto, Juanjo, Ilu, Richi, Alicia Tenza, Isidro, Karen, Eugenio y Bea, y también a las jóvenes promesas del grupo: Pablico, Adrián y Zeben). A todos les agradezco su ayuda durante los seguimientos de búhos, gatos, cercetas y un largo etcétera, ha sido un orgullo compartir trabajo con todos vosotros. No quiero pasar este punto sin acordarme de Miguelito, un magnífico compañero, que nos dejó mientras disfrutaba de sus mejores momentos, siempre te recordaremos. A Andrés Giménez por su apoyo durante estos años y su buen humor. A Esther Sebastián que me ayudó con los análisis de anidamiento. Marcos Moleón, que siempre ha sido uno más de la UMH en Granada, fue muy importante durante todo el proceso, especialmente para la consecución y publicación del primer artículo. Y por supuesto, a mis compañeras del departamento Eva e Irene y a sus parejas Gallud y Manu, con los que nos embarcamos en una aventura empresarial llamada [lberoGen](#) y con los que hemos compartido paseos con los perros, entregas de premios, comidas mexicanas...

Una parte muy importante de esta tesis no podría haber sido realizada sin la ayuda de todo el personal que colaboró en el proyecto de tendidos eléctricos de la Generalitat Valenciana (2008-2012). Entre ellos destaca Juan Jiménez (jefe del Servicio de Biodiversidad) quién impulsó el proyecto y dirigió la aplicación en la Comunidad Valenciana. Su apoyo facilitó el acceso a gran parte de la información, los contactos con las empresas y la realización del trabajo de campo. A Paloma Mateache (GVA) que en el inicio del proyecto nos asesoró sobre la incidencia de la electrocución en la Comunidad Valenciana y colaboró realizando sugerencias sobre las zonas de corrección, y a Pedro Mateo (GVA – Alicante) que impulsó las correcciones en Alicante. Agradezco también al personal de los Centros de Recuperación de la Comunidad Valenciana (de El Saler en Valencia, Forn del Vidre en Castellón y Santa Faz en Alicante) por la colaboración en los seguimientos de campo y en la remisión de los datos e información de electrocuciones durante todos estos años, en especial a Jorge Crespo (CRF El Saler) que se encargó de la recopilación de citas creando la base de datos centralizada de electrocuciones, a Mercé Vilalta y Alejandro Izquierdo (CRF Santa Faz) que coordinaron los trabajos de revisión de tendidos en Castellón, Valencia y Alicante, y a las Brigadas de Biodiversidad, de Fauna y agentes medioambientales que fueron los que realizaron el seguimiento y caracterización de las líneas eléctricas en gran parte de las comarcas muestreadas. Mención especial merece Alejandro que desde el año 1996 ha trabajado en la detección y corrección de líneas eléctricas peligrosas en la provincia de Alicante, y que para este trabajo, además, nos cedió voluntariamente gran cantidad de información. A las empresas Iberdrola SL y Red Eléctrica Española (REE) las cuales financiaron parte de los trabajos de identificación de áreas

prioritarias para la corrección de tendidos y proporcionaron información básica para los estudios como la distribución de las líneas eléctricas y registros de mortalidad. Al personal de TRAGSA y de VAERSA que ha colaborado en los trabajos de seguimiento y redacción de proyectos de corrección. A Pascual López, Rubén Limiñana y Vicente Urios del CIBIO / Universidad de Alicante y Fundación Terra Natura, por cedernos los datos de sus trabajos de seguimientos de juveniles de águila real y águila perdicera en la Comunidad Valenciana antes de su publicación para evaluar las zonas de riesgo. Y a Mario León (U. Murcia), Eloy Pérez y Jose Alfonso Lacalle por los datos de mortalidad y recuperaciones de anillas de búhos para que, a pesar de todo, contínuemos mejorando el conocimiento de la población alicantino-murciana. Finalmente, a todos aquellos (ONG, grupos de conservación y particulares) que nos llamaron o nos escribieron para comunicarnos en que lugares habían encontrado alguna ave electrocutada.

La Sierra Escalona ha sido mi segunda casa desde que acabé en el Levante, allí he pasado miles de horas recorriendo tendidos, buscando nidos de búhos, ratoneros o poniendo cámaras/trampa para fotografiar gatos monteses. Cuanto más la conozco, más me impresiona su alto valor ambiental. Situada a pocos kilómetros de centros turísticos como Torreveja o San Pedro del Pinatar, este hecho amenaza su supervivencia. Esto motivó que una parte importante de estos últimos años se hayan invertido en la lucha activa por la protección de este espacio, desde plataformas como Amigos de Sierra Escalona, ANCHO, ASHA o ANSE. Aquí es dónde agradezco el apoyo prestado por lo propietarios vecinos y naturalistas de este espacio por permitirme entrar a sus fincas o por avisarme de datos de interés, no han sido pocas las llamadas de hay un gato atropellado en tal sitio o hemos encontrado un águila electrocutada en tal otra finca. Agradezco especialmente a todos los que han conlaborado con los proyectos que hemos realizado en este espacio. Carlos Javier, José el Fonta, Javier El gorrión, Moisés, Fernando, Tomás y el resto de propietarios de lo Masera, Loli, Lucia, José Maria y Ana, resto de compañeros de ASE, Pedro Sáez y Carlos (Pilar de la H.), Octavio, Hilarión, Antonio Sáez, Antonio (Ag. Medioambiental), Martin y al resto de compañeros del Seprona, José Antonio Pujol, Trino, y muchos más. Muchas gracias por colaborar en la protección de este precioso lugar.

Por ultimo agradezco a los autores que me han cedido las fotografías para ilustrar este documento Antonio Sáez, Eugenio Martínez, Alejandro Izquierdo, Rafa Torralba y Urmas Sellis.

Ha sido un placer compartir esta experiencia con todos vosotros

¡MUCHAS GRACIAS!

