

# Principales impactos del desarrollo eólico sobre la avifauna: Síntesis de la revisión de bibliografía internacional de referencia

Diciembre de 2012



## Contenido

Introducción .....	3
Metodología .....	4
Resultados .....	4
Capítulo 1. Principales impactos del desarrollo eólico sobre la avifauna .....	4
Capítulo 2. Buenas prácticas para la localización, instalación y operación de parques eólicos on-shore .....	16
Capítulo 3. Necesidades de investigación y gestión.....	27
Conclusiones .....	31
Bibliografía .....	32
Anexo I.....	37

Las fotos de la carátula pertenecen a Ana Laura Rodales y Natalia Zaldúa.

Cita: Zaldúa N. 2012. Principales impactos del desarrollo eólico sobre la avifauna: Síntesis de la revisión de bibliografía internacional de referencia. Programa de Energía Eólica en Uruguay (PEEU URU/07/G31). PNUD Uruguay.

## Introducción

El último reporte de la Asociación Mundial de Energía Eólica de Octubre de 2012 indica que la industria eólica ya ha superado los 250 GW de capacidad instalada, la cual llegaría a 273 GW para fin de año (WWEA 2012). El motor de dicho desarrollo eólico a nivel mundial fueron sus menores costos económicos y por ser más “amigable con el ambiente”, ya que se genera electricidad con menores emisiones de contaminantes atmosféricos y de gases de Efecto Invernadero en comparación con otras fuentes renovables y los combustibles fósiles (Erickson *et al.*, 2001; Kuvlesky *et al.*, 2007; Farfán *et al.*, 2009). A su vez, la energía eólica puede ser aprovechada en casi cualquier lugar del mundo, estando limitada fundamentalmente por las condiciones atmosféricas y por la capacidad y extensión de las redes eléctricas (Eichhorn & Drechsler, 2010).

Sin embargo, la generación de energía eólica no está exenta de potenciales impactos ambientales negativos. Los pobladores cercanos pueden verse afectados principalmente por ruidos y sombras generados durante la operación de los aerogeneradores (AG) instalados cerca de sus viviendas, así como por la alteración visual del paisaje (Eichhorn & Drechsler, 2010). Además, existen una serie de potenciales impactos sobre otros componentes del ambiente, que serán comentados en este informe.

En muchos países o regiones, el rápido crecimiento del sector eólico no ha sido acompañado por el desarrollo del marco

normativo y/o académico necesario para prevenir/reducir sus impactos (Erickson *et al.*, 2001). En este sentido, el Principio o Enfoque Precautorio establece que ante posibles daños ambientales graves o irreversibles, la ausencia de información o certeza científica no debe impedir la adopción de medidas para prevenir la degradación. Constituye un elemento fundamental de la política ambiental desde la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Cumbre de la Tierra) realizada en Río de Janeiro en 1992. Por este principio se reconoce que los parques eólicos podrían comprometer la conservación de la biodiversidad a nivel global (Carrete *et al.*, 2009).

A la fecha, en Uruguay hay 43 MW instalados y otros 800 MW fueron adjudicados a desarrollares privados a través de tres procedimientos competitivos (Decretos 409/009, 159/011 y 424/011). Se prevé que la mayoría de estos parques eólicos entren en operación antes del 2015. Dichos proyectos están localizados en los departamentos de Tacuarembó, Cerro Largo, Flores, Florida, Maldonado y Lavalleja.

El Programa de Energía Eólica en Uruguay (PEEU) tiene como objetivo impulsar el desarrollo de la energía eólica para la generación de energía eléctrica, aportando a un desarrollo ambientalmente sostenible. El presente informe es un producto de la Consultoría Ambiental desarrollada por la Lic. Natalia Zaldúa en el marco del PEEU, que surge del “*relevamiento y documentación de los potenciales impactos medioambientales de las fuentes de*

*energía eólica distribuidas en base a información existente”.*

## Metodología

Se realizó una búsqueda exhaustiva de información relacionada al impacto de los parques eólicos “on-shore” sobre la avifauna, tanto en internet como a través de consultas a investigadores nacionales y extranjeros. En consecuencia, el contenido presentado en el presente informe está basado en la revisión de artículos científicos publicados en revistas arbitradas internacionales de acceso libre, así como en reportes e informes de instituciones públicas extranjeras y otras organizaciones relacionadas con la protección del medio ambiente. Esto se debe a la ausencia de investigaciones nacionales sobre el impacto del desarrollo eólico sobre las aves.

## Resultados

Los resultados se estructuran en 3 capítulos:

- Principales impactos del desarrollo eólico sobre la avifauna.
- Análisis de buenas prácticas propuestas para la localización, instalación y operación de parques eólicos on-shore.
- Necesidades de investigación y gestión.

## Capítulo 1. Principales impactos del desarrollo eólico sobre la avifauna

Los AG se suman a la lista de factores perturbadores asociados a la actividad humana, como son las líneas de transmisión y distribución eléctricas, las torres de comunicación (celulares, radio y televisión), edificios, grandes ventanales, carreteras, contaminación, caza ilegal, entre otros (Erickson *et al.*, 2001).

Birdlife International ha identificado los siguientes grandes impactos potenciales de los parques eólicos sobre la avifauna:

- i) Colisión
- ii) Pérdida de hábitat ó alteración de su calidad
- iii) Efecto de barrera al movimiento

A continuación se describe cada tipo de impacto potencial, así como detalles de investigaciones de casos puntuales.

### i) Colisión

La mortalidad directa se da por colisiones con las aspas del rotor, la torre o la góndola del AG. Las eventuales colisiones dependerán de la capacidad o experiencia de cada individuo en evadir los AG, de la visibilidad, en algunos casos de las fluctuaciones en la abundancia y actividad de las aves, la habituación a los AG, el tipo de vuelo así como otras características comportamentales; y con el uso del hábitat (Barrios & Rodríguez, 2004; de Lucas *et al.*, 2008). En general, se asume que la mortalidad aumenta con la densidad de aves, un supuesto actualmente cuestionado por ser muy simplista (de

Lucas *et al.*, 2008; Ferrer *et al.*, 2011). De la revisión bibliográfica realizada, se desprende que la mayor proporción de los estudios realizados sobre el impacto de los parques eólicos se concentra en especies de gansos, aves acuáticas y rapaces: los grupos de aves con mayor riesgo de colisión. A modo de ejemplo, se estima que sólo en Estados Unidos (EEUU), los 15 mil AG instalados al 2001 provocaron la muerte de entre 10 mil y 40 mil aves por año (Erickson *et al.*, 2001).

Para evaluar el número de víctimas de colisión se puede estimar la tasa de colisión. La tasa de colisión (o sea, el número de aves que colisionan en determinado tiempo) es el resultado de la combinación de la intensidad de uso del parque y del riesgo de colisión (la probabilidad de colisionar) de las aves que pasan por el parque (Krijgsveld *et al.*, 2009). Las tasas de colisión se pueden expresar por AG, por MW instalado o MWh (ver Anexo I). En general, las estimaciones de las tasas de colisión se basan en el número de aves muertas encontradas en radios de 50 o 100 m alrededor de cada AG (de Lucas *et al.*, 2008), porque se estima que las víctimas de colisión caen en una distancia de 0.75-1.1 veces la altura del rotor (Krijgsveld *et al.*, 2009).

Según Erickson *et al.* (2001), el número de aves muertas por año por colisiones con AG en EEUU representa sólo el 0,01-0,02% del total de aves muertas por colisión; porcentaje relativamente bajo e inferior al generado por otras estructuras antrópicas. Estas cifras son discutidas porque estarían basadas en pocos estudios (Barrios & Rodríguez 2004) y fueron estimadas con

gran incertidumbre debido a diferentes sesgos existentes (Erickson *et al.*, 2001).

Las colisiones han sido estimadas sólo en una pequeña fracción de los parques instalados en el mundo. En muchos casos, están basadas sólo en los cadáveres encontrados, sin realizar correcciones debido a la remoción por carroñeros (otras aves, zorros, perros, etc.), eficiencia de búsqueda o detección en diferentes hábitats; lo cual redundaría en una subestimación de las tasas de colisión. Los valores de las tasas de colisión por AG variaron entre 0 y 60 por año; las menores tasas están asociadas a praderas y pastizales; las más altas asociadas a cumbres montañosas y zonas de humedales (Drewitt & Langston, 2008). La información de colisiones de algunos grupos de aves (por ejemplo pájaros) es limitada debido a la menor cantidad de estudios, menor tasa de detección y rápida remoción por carroñeros (Erickson *et al.*, 2001).

La estimación de tasas de mortalidad y mejor entendimiento de los factores que inciden sobre el riesgo de colisión son fundamentales para determinar los posibles efectos de la mortalidad adicional debida a las colisiones. En este sentido, vale la pena resaltar dos puntos. Por un lado, para aquellas especies de aves que naturalmente tienen bajo éxito reproductivo, maduración sexual lenta y gran longevidad (como las rapaces), cualquier causa adicional de mortalidad (aunque aumente 0,5-1% la mortalidad total) puede tener impactos significativos a nivel poblacional (Stienen *et al.*, 2007; Carrete *et al.*, 2009; Farfán *et al.*, 2009; Tellería, 2009a). A modo de ejemplo, los

gaviotines son especies longevas y con baja fecundidad. En Brujas (Bélgica), una línea de 25 AG provocó un aumento de 3,0-4,4% de la mortalidad de *Sterna hirundo*<sup>\*1</sup> (Fig. 1j), 1,8-6,7% para *Sterna albifrons* y 0,6-0,7% para *Sterna sandvicensis*<sup>\*</sup>, lo cual podría comprometer la viabilidad de las poblaciones locales (Everaert & Stienen, 2007). En Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA, California), Smallwood y Thelander (2008) estimaron una tasa de mortalidad ajustada (por eficiencia de búsqueda y carroñeo) de 1,94 rapaces/MW/año y 4,67 aves/MW/año. Una alta proporción de la mortalidad de águilas doradas (*Aquila chrysaetos*) (Fig. 1d) en APWRA se da en juveniles y sub-adultos (Drewitt & Langston, 2008), lo que podría alterar la viabilidad poblacional (Erickson *et al.*, 2001). Afortunadamente, los registros de mortalidad de rapaces en parques eólicos fuera de California son menores o nulos (Osborn *et al.*, 2000; Erickson *et al.*, 2001; Kuvlesky *et al.*, 2007). Por ejemplo, un estudio en los 2 primeros años de operación de 73 AG en Buffalo Ridge Wind Resource Area (BRWRA, Minnesota), no registró mortalidad de rapaces pero sí de pájaros, palomas, gallaretas, carpinteros y gaviotas (Osborn *et al.*, 2000). Dicho estudio estimó una mortalidad anual corregida de 36 aves; lo que se traduce en una tasa promedio de 0,49 aves/AG/año.

Por otro lado, aunque a escala de parques individuales las colisiones no generen descensos de abundancia significativos, puede existir un efecto acumulativo de mortalidad en zonas con múltiples parques

o muchos AG (por ej. APWRA). Dicha mortalidad acumulada puede superar la capacidad de recuperación de una población (si supera la tasa de nacimientos), lo que pondría en riesgo la viabilidad de las poblaciones locales. En estos casos, los parques pueden actuar a modo de sumideros ecológicos, siendo áreas que se “vacían” por los eventos de mortalidad y atraen aves de otras áreas (las que también experimentan riesgo incrementado de colisión) (Drewitt & Langston, 2008; Smallwood & Thelander, 2008). Una expansión eólica en este contexto podría generar una extinción poblacional local/ regional si no se toman medidas adecuadas para reducir el riesgo de colisión (Drewitt & Langston, 2008).

#### *Factores que inciden en el riesgo de colisión*

Se han identificado los principales factores relacionados con el riesgo de colisión. Algunos de ellos no son “controlables” (como los eventos climáticos), mientras que otros son parcialmente controlables o evitables, como ser la topografía, el uso del suelo o la instalación de AG en zonas con gran abundancia de aves (Osborn *et al.*, 1998).

A continuación se describen algunos factores que pueden ser considerados durante la definición del diseño y localización de los parques eólicos.

#### **- Atributos estructurales.**

Altura. En general, las estructuras más altas (AG, torres de medición, etc.) presentan mayor riesgo de colisión, especialmente para migrantes nocturnos (al interceptar su

<sup>1</sup> \* Indica especie nativa de Uruguay

zona de vuelo). Sin embargo, según una revisión de Erickson *et al.* (2001), en general los AG se hallan por debajo de la altura de vuelo de migrantes nocturnos. En el otro extremo, los AG cuyos extremos de aspas llegan más cerca del suelo pueden generar más colisiones, porque el barrido de las aspas intercepta las alturas de vuelo más frecuentes de muchas especies. Esto fue muy bien documentado en lechuzas de campo (*Athene cunicularia\**) (Fig. 1b) (Smallwood *et al.*, 2007) y águilas doradas (Smallwood & Thelander, 2008) en California.

**Potencia.** La potencia de un AG en general es proporcional a su tamaño, pero el riesgo de colisión no necesariamente aumenta en el caso de AG más grandes. En algunos estudios, no se encontraron efectos de la potencia instalada ni del tamaño del parque eólico, lo que podría indicar que los efectos de los parques serían genéricos y comparables entre parques de distintas características. A su vez, implicaría que una eventual ampliación de potencia no tendría efectos negativos adicionales *per se* (pero sí podrían generarse por las obras y actividades relacionadas con el recambio de AG) (Pearce-Higgins *et al.*, 2012).

**Velocidad de movimiento.** En algunos estudios la mortalidad de rapaces se vio asociada con velocidades medias a altas en la punta de las aspas (Drewitt & Langston, 2008).

Como se mencionó anteriormente, el tamaño y la potencia de un AG están relacionados. Según Krijgsveld *et al.* (2009) la mayor altura de los AG modernos permiten que muchas aves vuelen por debajo del área barrida por las aspas del

rotor, mientras que sus rotores más grandes hacen que las aspas giren a menor velocidad, resultando ambas cosas en una menor probabilidad de colisión y aumento de la visibilidad del AG.

**Layout.** La disposición, orientación y espaciamiento entre AG también son factores importantes. Estas características determinan el área total barrida por las aspas de los rotores en relación al área frontal total del parque a la cual se enfrentan las aves en vuelo (Krijgsveld *et al.*, 2009).

La mayoría de las colisiones se concentran en AG dispuestos en línea (Kuvlesky *et al.*, 2007), particularmente en aquellos que interceptan perpendicularmente las rutas de vuelos utilizadas diariamente por las aves (Everaert & Stienen, 2007).

El espaciamiento entre AG puede determinar la decisión de un ave de usar o no el espacio libre entre AG. En varios casos se determinó que las aves usan más aquellas áreas con menor densidad de AG (Osborn *et al.*, 2000; Drewitt & Langston, 2008), por lo cual la tasa de colisión puede diferir entre zonas dentro de un mismo parque y entre AG. En principio, un mayor espaciamiento (menor densidad) reduciría el riesgo de colisión de aquellas aves que deciden volar en dichas zonas (Krijgsveld *et al.*, 2009), pero también existe evidencia opuesta.

La ubicación de los AG que están al final de las filas parece ser determinante en el riesgo de colisión, ya que las colisiones con estos AG suelen ser mucho mayores con respecto al resto. Este hecho podría relacionarse con la topografía alrededor de dichos AG (pendientes pronunciadas,



presencia de cañones), si ésta obliga a las aves a volar más cerca de los mismos o disminuye su visibilidad (Osborn *et al.*, 2000).

En el caso de las águilas doradas y de las lechuzas de campo el riesgo de colisión es mayor frente a AG más aislados y se registró una mayor mortalidad en los últimos AG de las filas o en los bordes de grupos (Osborn *et al.*, 2000; Drewitt & Langston, 2008).

**Iluminación.** Con respecto a la iluminación, algunas especies de aves pueden verse atraídas y desorientadas por las luces instaladas en AG, construcciones asociadas, etc., especialmente en condiciones de mala visibilidad por niebla o llovizna. El “Chiv” (*Vireo olivaceus\**) (Fig. 1f), una especie nativa de Uruguay, ha registrado gran mortalidad por colisión con estructuras iluminadas como los faros (Jones & Francis, 2003). En algunos casos, se registró un “efecto trampa” de la luz: las aves vuelan en círculos dentro del área iluminada, por lo que el riesgo de colisión aumenta.

**- Ubicación de las estructuras del parque.** Este aspecto puede tener efectos dramáticos en la probabilidad de colisión, ya que ésta es hábitat-específica (Erickson *et al.*, 2001). El riesgo de colisionar con estructuras en general es mayor cuando éstas se encuentran localizadas en o cerca de zonas con gran abundancia de aves, por ejemplo zonas de alimentación, reproducción y descanso, así como en corredores migratorios o de movimientos diarios (Drewitt & Langston, 2008). Esto se debe a que la tasa de colisión es proporcional al número de veces que las

aves vuelan a través del parque (intensidad de uso de la zona).

Los AG localizados a lo largo de cadenas montañosas, valles de ríos y áreas costeras (zonas ampliamente utilizadas por las aves para la orientación durante los vuelos migratorios), probablemente presenten mayor riesgo de colisión (Drewitt & Langston, 2008).

**- Susceptibilidad de las especies.** No todas las especies son igualmente susceptibles a la colisión (Erickson *et al.*, 2001) y algunas experimentan un riesgo desproporcionado. La instalación de estructuras en lugares donde éstas últimas se congregan genera una gran mortalidad (Drewitt & Langston, 2008).

La susceptibilidad de cada especie depende de su morfología y características de vuelo (vuelo rápido o lento, altura promedio), diferencias en visión, comportamiento de vuelo (planeo, vuelo batido, etc.), grado de gregarismo y actividades particulares, como realización de largos viajes para la alimentación de juveniles (Everaert & Stienen, 2007). A su vez, aquellas especies que tengan menor potencial reproductivo y/o son longevas (caso de las rapaces) pueden ser incapaces de superar la mortalidad generada sin experimentar una disminución poblacional (Kuvlesky *et al.*, 2007). Algunas especies se habitúan rápidamente a la presencia de los AG y vuelan a corta distancia de las filas de AG o incluso se posan o nidifican sobre ellos (Osborn *et al.*, 1998); mientras otras evitan zonas antropizadas (Larsen & Madsen, 2000; Madsen & Boertmann, 2008).

En general especies de aves marinas, patos y rapaces tienen una visión binocular



reducida y además no la utilizan todo el tiempo, generando puntos ciegos al frente que los hacen muy propensos a colisionar (Martin 2011).

La altura de vuelo varía en función de la especie y su comportamiento, la topografía, estación, momento del día y condiciones climáticas. Los movimientos locales en general se dan a baja altura y pueden coincidir con el área que barren las aspas del rotor. En APWRA, la alta tasa de mortalidad de lechuzas de campo estuvo relacionada en parte con la altura de vuelo de la especie, que coincide con parte del área barrida por las aspas (a <15m del suelo). Debido a las características de vuelo, *Falco sparverius*\* (Fig. 1c) fue la rapaz con mayor riesgo de colisión en BRWRA, por volar a la altura del área de barrido de las aspas y muy cerca de los AG (a distancias de 15m). Los gavilanes (*Buteo sp.*, género presente en Uruguay) en cambio, volaron a la altura de barrido de las aspas pero lejos de los AG, por lo cual el riesgo de colisión fue menor (Osborn *et al.*, 1998). Los migrantes de grandes distancias en general vuelan alto sobre el continente para maximizar la eficiencia energética del vuelo, a menos que el mal tiempo los obligue a descender. Por lo tanto, estas especies presentarían mayor riesgo de colisión al levantar vuelo y aterrizar, momento en que vuelan a la altura de barrido de las aspas (Drewitt & Langston, 2008).

El uso de corrientes ascendentes y térmicas, el vuelo al amanecer, atardecer o nocturno, la realización de despliegues

aéreos, persecuciones o disputas territoriales aéreas y el vuelo en bandada son características comportamentales que aumentan el riesgo de colisión. Por ejemplo las rapaces suelen planear usando las corrientes térmicas o aprovechando las corrientes ascendentes de las cimas de cerros o montañas (Hoover & Morrison, 2005), las mismas corrientes de aire que utilizan los AG (Barrios & Rodríguez 2004). Rapaces como los Gavilanes Cola Roja (*Buteo jamaicensis*) (Fig. 1a) comúnmente aprovechan corrientes ascendentes para mantenerse suspendidos, permaneciendo por largos períodos a la altura de barrido de las aspas. Las colisiones registradas de esta especie se relacionan con dicho comportamiento y por lo tanto con las condiciones topográficas y climáticas que promueven la formación de las corrientes (Hoover & Morrison, 2005). En España se ha registrado una alta mortalidad de Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) (Fig. 1g) debido al uso de corrientes verticales para ganar altura. En este caso, la mortalidad de buitres es mayor en invierno cuando las corrientes se concentran en las laderas de los cerros y su fuerza no es suficiente para elevarlos, exponiéndolos a los AG. Esto también puede ocurrir por las características topográficas de la zona, si las pendientes son suaves y por lo tanto, las corrientes generadas son débiles. La reducción del número de AG, así como evitar su localización en la cima de laderas de pendiente suave reduciría el riesgo de colisión de esta especie (pero no eliminaría el problema) (Barrios & Rodríguez 2004; de Lucas *et al.*, 2008).



Figura 1. Algunas de las especies de aves evaluadas en investigaciones sobre el impacto de parques eólicos. a) *Buteo jamaicensis*; b) *Athene cunicularia*; c) *Falco sparverius*; d) *Aquila chrysaetos*; e) *Anser brachyrhynchus*; f) *Vireo olivaceus*; g) *Gyps fulvus*; h) *Gallinago gallinago*; i) *Numenius arquata*; j) *Sterna hirundo*; y k) *Pluvialis apricaria*. Imágenes tomadas de The Internet Bird Collection (<http://ibc.lynxeds.com/>).

En general, las rapaces tienen alto riesgo de colisión por el gran uso de áreas cercanas a los AG, debido en parte a la abundancia de presas. El riesgo de colisión del halcón *Falco tinnunculus* está relacionado con su uso del hábitat y comportamiento de persecución de presas (Drewitt & Langston, 2008), ya que suele permanecer suspendido en el aire mientras caza (Hoover & Morrison, 2005).

Algunas especies suelen congregarse en diferentes momentos del ciclo de vida (como volantones, juveniles, en pre-migración, forrajeo, etc.) formando grandes bandadas. Las bandadas serían más proclives a la colisión por la mayor densidad de aves y probablemente por menores niveles de atención y anticipación individual, al estar siguiendo a un guía. Barrios & Rodríguez (2004) proponen que la agregación de volantones (etapa posterior al abandono del nido) del halcón *F. tinnunculus* aumenta el riesgo de colisión por concentrar más individuos en la zona.

No todos los individuos de una especie son igualmente susceptibles debido a diferencias de edad, experiencia adquirida, momento del ciclo de muda y comportamiento individual. Las aves territoriales, los volantones (por su inexperiencia) o las que buscan territorio son más propensas a colisiones (Drewitt & Langston, 2008; Carrete *et al.*, 2009).

- **Momento del día y del año.** Muchas víctimas de colisión son aves de comportamiento principalmente diurno, a pesar de que durante el día la visibilidad es mayor que en la noche (Krijgsveld *et al.*, 2009). Sin embargo, otros investigadores indican que el riesgo de colisión sería

mayor al amanecer, anochecer o durante la noche porque es menos probable que las aves detecten y eviten los AG a tiempo (Drewitt & Langston, 2006). Esta variabilidad podría deberse a las diferencias entre especies mencionadas anteriormente o características del hábitat.

Varios estudios han registrado eventos de gran mortalidad en momentos pico de movimientos migratorios, posiblemente debido a una escasa familiaridad de los individuos migrantes con estos nuevos obstáculos, en comparación con aves residentes. A modo de ejemplo, en BRWRA el riesgo de colisión de Passeriformes fue mayor durante las migraciones de otoño y primavera, lo que se evidencia en el 75% de la mortalidad del grupo concentrada en esos períodos (Osborn *et al.*, 1998).

En otros parques las aves residentes presentan mayor riesgo de colisión que las migrantes, porque las primeras visitan la zona con mayor frecuencia (Krijgsveld *et al.*, 2009). En Tarifa (España), por ejemplo, a pesar de estar cerca de una ruta migratoria inter-continental muy importante (Estrecho de Gibraltar), la mortalidad es mayor para especies residentes (*Gyps fulvus* y *Falco tinnunculus*) (Barrios & Rodríguez, 2004).

- **Condiciones climáticas.** Tanto la niebla, la lluvia como la nieve reducen la visibilidad y pueden desorientar a las aves, particularmente a migrantes nocturnos si se suman los efectos de desorientación por la iluminación del parque, lo que aumenta el riesgo de colisión. A su vez, con vientos fuertes o nubes bajas, las aves vuelan más bajo, lo que las acerca a los AG y aumenta



el riesgo de colisión (Erickson *et al.*, 2001; Drewitt & Langston, 2008).

- **Tipo de hábitat o uso de suelo bajo los AG.** Este aspecto puede influir en la intensidad de uso del área, al atraer o repeler a las aves de zonas cercanas a los AG y por ende alterar la tasa de colisión. Por ejemplo, la existencia de sustratos rocosos en la base de los AG concentra roedores que pueden atraer a las rapaces. Por otro lado, si hay ganado, sus excrementos pueden atraer insectos, consumidos por las aves o por sus presas (Erickson *et al.*, 2001; Drewitt & Langston, 2008). En el caso de lechuzas de campo en Altamont Pass, las colisiones son más frecuentes en zonas con mayor densidad de cuevas cerca de los AG; y el número de cuevas de lechuza es mayor en sitios con gran número de cuevas de ardillas (presas de lechuzas) (Smallwood *et al.*, 2007). La existencia de cuerpos de agua cerca de los AG puede atraer a aves costeras, marinas, patos, cisnes, etc., y por ende aumentar la tasa de colisión (Erickson *et al.*, 2001).

## ii) Pérdida de hábitat ó alteración de su calidad

En Europa y algunos estados de Estados Unidos se considera que los efectos de los parques eólicos sobre el hábitat generan un mayor impacto para las aves, que la mortalidad directa por colisión con AG (Illinois Department of Natural Resources, 2007; Kuvlesky *et al.*, 2007).

La pérdida de hábitat de un parque eólico está relacionada con su “huella ecológica”<sup>2</sup>, o sea, el área impactada por la construcción, que involucra las fundaciones de los AG, los caminos, instalaciones edilicias y líneas de transmisión eléctrica (Kuvlesky *et al.*, 2007). El área de hábitat perdida depende de la cantidad de AG del parque; en general es entre 0.08 y 0.2 ha, lo que puede representar 2-5% del área total del parque (Fox *et al.*, 2006).

Cuando los parques se instalan en zonas naturales, no perturbadas previamente, no sólo pueden causar pérdida directa de hábitats de alimentación, reproducción o descanso (por deforestación, compactación o rellenado del terreno, etc.), sino también fragmentación del paisaje. Esta fragmentación puede reducir el uso del área porque los parches más pequeños no tienen un tamaño suficiente (especialmente para bandadas) (Larsen & Madsen, 2000) o porque están poco comunicados entre sí (Madsen & Boertmann, 2008).

A su vez, la calidad de las áreas naturales puede verse alterada por efectos de erosión, sedimentación de materiales, remoción de cobertura vegetal, sombras, ruidos, vibraciones, degradación de la calidad de los cursos de agua, entre otros; generados por la construcción y operación del parque eólico (Illinois Department of

---

<sup>2</sup> En un sentido amplio, la huella ecológica es una medida de la “demanda” de los seres humanos sobre la Naturaleza, representada por la superficie de tierra o agua que una población requiere para adquirir los recursos que consume y manejar los desechos que genera (GFN 2012).

Natural Resources, 2007; Devereux *et al.*, 2008). Esta reducción en la calidad del hábitat puede disminuir el éxito reproductivo, la disponibilidad de alimento y la supervivencia (Habib *et al.*, 2007).

La degradación de la calidad del hábitat en muchos casos provoca que las aves eviten las zonas donde hay AG instalados. Durante las fases de construcción y operación de un parque eólico el desplazamiento puede deberse a la presencia física de los AG (por su impacto visual, acústico o de vibraciones generadas), o por el movimiento de vehículos y personas (Drewitt & Langston, 2006; Larsen & Guillemette, 2007). Este efecto es considerado como pérdida indirecta de hábitat (ya que éste no es destruido pero tampoco es percibido como disponible) y se ha evidenciado a través de reducciones en la abundancia o densidad de especies en zonas cercanas a los AG (Farfán *et al.*, 2009). En la Fig. 1 se muestra un ejemplo hipotético de efecto de desplazamiento.

Según Devereux *et al.* (2008), aquellas especies que prefieren hábitats abiertos podrían evitar las zonas con AG debido al impacto visual de estructuras tan altas en el paisaje. Se ha detectado que las bandadas de gansos, cisnes, patos y aves acuáticas evitan las zonas con AG instalados, utilizando zonas a más de 100-200m de ellos (Larsen & Madsen, 2000; Madsen & Boertmann, 2008). Dicha evasión también disminuiría la conectividad entre parches de hábitats a escala de paisaje y podría aumentar los costos del vuelo (costos energéticos extra y riesgo de predación).

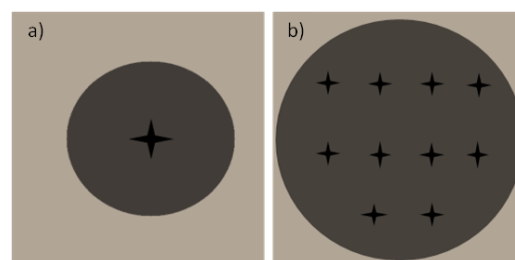


Figura 1. Representación gráfica hipotética del efecto de desplazamiento de un AG (a) y de un parque eólico de 10 AG (b). Las estrellas representan AG; el área en gris claro indica hábitat adecuado para una especie y el área en gris oscuro indica hábitat adecuado para una especie que no es efectivamente utilizado, por efecto de desplazamiento.

A gran escala, el desplazamiento provocado por un parque se puede analizar evaluando la “distancia de evasión”: aquella distancia máxima a la cual el parque eólico genera un efecto (en la Fig. 1b sería la distancia de los AG al borde del área en gris oscuro). En el caso de algunas aves acuáticas invernantes se ha determinado que dicha distancia es de 800 m (Drewitt & Langston, 2006). En el caso de *Anser brachyrhynchus* (Fig. 1e), las distancias de evasión a AG dispuestos en línea variaron entre 75-125m, mientras que a AG en grupos fueron entre 175-200m (Larsen & Madsen, 2000). Otro estudio modeló los potenciales efectos de desplazamiento en doce especies de aves, con datos de 9 parques eólicos en operación en Inglaterra y Escocia (Pearce-Higgins *et al.*, 2009 en Gabb 2011). Sus resultados señalan posibles reducciones en la densidad de especies como *Numenius sp.*, *Pluvialis apricaria* y *Gallinago sp.* (playeros, Fig. 1) y un passeriforme (*Oenanthe sp.*) a distancias de 500m de los AG en zonas de reproducción. Por otro lado, los modelos predicen que la actividad

de forrajeo de las rapaces *Circus cyaneus* y *Buteo sp.* podría disminuir 52,5 y 41,4% respectivamente, hasta distancias de 500m. En otros casos, se ha evidenciado un aumento de la densidad de Passeriformes (en estado reproductivo) a mayor distancia de los parques eólicos; y mayor densidad en un sitio control (sin AG) que en un radio de 80 m de los AG.

Por otro lado, el ruido crónico de fondo puede afectar a las poblaciones locales de aves, interfiriendo en la comunicación durante los cortejos<sup>3</sup> y por lo tanto afectando el éxito reproductivo y la estructura etaria (Habib *et al.*, 2007). Dicho ruido puede ser el generado por los AG, rutas y/o caminos más transitados debido a la instalación del parque (Devereux *et al.*, 2008). En ambientes rurales, niveles de ruido de 40-50 dB han tenido efectos en la distribución de aves, según Devereux *et al.* (2008).

El efecto de sombreado intermitente de las aspas de los AG (denominado “flicker” en inglés) podría generar pérdida indirecta de hábitat, especialmente en especies que habitan espacios abiertos como praderas, y que a menudo son cazadas por rapaces. En dichos casos, una sombra que se mueve rápidamente en general indica la presencia de un predador aéreo, lo que aumentaría los niveles de stress o provocaría el abandono de la zona (Illinois Department of Natural Resources, 2007).

En Escocia reproducen la mayoría de las águilas reales (*Aquila chrysaetos*) del Reino Unido (Walker *et al.*, 2005). Históricamente

---

<sup>3</sup> Comportamiento relacionado con la atracción de parejas durante la temporada reproductiva

la especie ha sido perseguida y cazada, lo que llevó al abandono de áreas y las puso en riesgo de conservación a nivel nacional. Por estos motivos, actualmente usan zonas remotas, alejadas de la influencia humana (Fielding *et al.*, 2006). En casos como éste, la construcción de parques eólicos podría generar una pérdida indirecta de hábitat porque las aves evitan zonas con AG (Walker *et al.*, 2005) y la reducción de la productividad. Esto podría tener impactos locales y sobre el estado de conservación al obligar a las aves a trasladarse a zonas donde puede persistir la caza (Fielding *et al.*, 2006).

Stewart *et al.* (2007) analizaron datos obtenidos en 19 parques eólicos distribuidos por todo el mundo. El análisis indica impactos negativos significativos sobre la abundancia de aves, pero la gran variación entre parques particulares sobre especies particulares no permite determinar si dicho impacto se debe a una declinación del tamaño poblacional o a un efecto de desplazamiento. En este meta-análisis los Anseriformes (patos, gansos, cisnes) mostraron las disminuciones de abundancia de mayor magnitud, seguidos por los Charadriiformes (chorlos y playeros), Falconiformes y Accipitriformes (rapaces), y Passeriformes (pájaros). Los parques eólicos con mayores tiempos de operación tuvieron un efecto mayor sobre la abundancia de aves.

Muchos estudios de impacto han sido cuestionados, en gran medida debido a la ausencia de comparaciones pre y post-construcción, así como entre sitios control-impacto (en inglés “BACI”: Before-After, Control-Impact) (Drewitt & Langston, 2006).

En algunos casos no se detectaron efectos de desplazamiento sobre avifauna (Devereux & Whittingham, 2008). Otros autores afirman que gansos como *Anser brachyrhynchus* se habitúan a la presencia de AG pequeños (600 kW) luego de 8-10 años, disminuyendo la distancia de evasión (Madsen & Boertmann, 2008). El promedio de vida de la especie es de 6 años (Madsen & Boertmann, 2008), por lo que es posible que la habituación se haya dado en individuos que nacieron y crecieron en presencia de los AG y no en aquellos presentes antes del parque. Algunas rapaces también podrían habituarse a la presencia de los AG, lo que podría aumentar el riesgo de colisión (de Lucas *et al.*, 2004). Vale la pena destacar que la ausencia de efectos de desplazamiento actuales puede deberse a que la especie presente alta fidelidad de sitio (cuando las aves viven o se reproducen en la misma zona a lo largo de toda su vida) y sea longeva. Esto implicaría que los verdaderos efectos de desplazamiento, particularmente en aves residentes reproductoras, serán evidentes en el largo plazo cuando los individuos jóvenes maduren sexualmente (comiencen a buscar territorios de reproducción) y sustituyan a los adultos reproductores actuales (Drewitt & Langston, 2006).

### iii) Barrera al movimiento

Los parques eólicos pueden actuar de barrera física para el paso de las aves, al interceptar las rutas migratorias, recorridos locales o disminuyendo la conectividad entre sitios de alimentación, reproducción, invernada, dormidero o muda (de Lucas *et*

*al.*, 2004; Walker *et al.*, 2005; Drewitt & Langston, 2006). Esto resulta en un incremento en la demanda energética del vuelo (disminuyendo energía disponible para otras actividades), que en casos extremos, podría reducir la masa y condición corporal individual y reducir el éxito reproductivo (Masden *et al.*, 2009a; b). Dichos casos extremos podrían darse por efectos acumulativos de varios parques eólicos, que generen barreras de varios km de longitud (Drewitt & Langston, 2006).

El efecto de barrera también depende de la especie, de sus movimientos, altura de vuelo característica; diseño y estado de operación de los parques eólicos, hora del día, fuerza y dirección del viento. Dicho efecto puede ser altamente variable, desde una pequeña corrección de la dirección, altura o velocidad de vuelo hasta grandes desviaciones, que conducen a que menos aves usen zonas con AG (Masden *et al.*, 2009a).

Farfán *et al.* (2009) no detectaron un efecto barrera en passeriformes. En la misma línea, Masden *et al.* (2009a; b) no encontraron costos extras asociados a la evasión de un parque eólico durante la migración del pato *Somateria mollissima*. Otro puede ser el caso de muchas aves grandes (como águilas, cuervos, cigüeñas), ya que éstas diariamente utilizan grandes áreas (recorriendo incluso decenas de km) en búsqueda de alimento (Tellería, 2009b).



## Capítulo 2. Buenas prácticas para la localización, instalación y operación de parques eólicos on-shore

Los parques deben ser localizados, diseñados y manejados de tal forma de disminuir los efectos adversos sobre las aves, especialmente sobre aquellas de importancia nacional o internacional, y sus hábitats. Además, las poblaciones afectadas por los impactos del desarrollo eólico probablemente sean más susceptibles a presiones adicionales (Pearce-Higgins *et al.*, 2008).

A continuación se detallan algunas medidas utilizadas a nivel internacional para reducir el impacto de los proyectos eólicos sobre la avifauna, en diferentes momentos del ciclo de vida de los proyectos.

### LOCALIZACIÓN

La localización de un parque eólico es crítica para disminuir los efectos perjudiciales sobre las aves (Erickson *et al.*, 2001). Según Eichhorn y Drechsler (2010) la existencia de un “conflicto” entre la generación de energía eólica y la conservación de las aves ocurre si los parques eólicos son instalados dentro de las áreas de distribución de especies de interés para la conservación.

En muchos casos, los impactos ambientales pueden ser minimizados hasta un nivel donde son insignificantes, mediante una apropiada localización (Drewitt & Langston,

2006). Es por esto, que la dimensión ambiental debería ser considerada a la hora de la elección del sitio del proyecto. Vale la pena mencionar que la normativa española exige la presentación de al menos tres sitios potenciales de instalación para cada proyecto eólico en el Estudio de Impacto Ambiental (Atienza *et al.*, 2009).

Evitar la instalación de parques en zonas con gran concentración de aves (grandes humedales, lagunas costeras, etc.); o dentro del área de distribución de especies amenazadas, raras, naturalmente poco abundantes o de interés para la conservación (UICN 2012; Soutullo *et al.*, 2009), disminuye en gran medida los potenciales conflictos (Atienza *et al.*, 2009; Stienen *et al.*, 2007; Drewitt & Langston, 2006; 2008). También es deseable evitar zonas con altos niveles de actividad de aves rapaces, especialmente las zonas núcleo de sus territorios (Drewitt & Langston, 2006).

La Convención sobre las Especies Migratorias (CMS 2002), BirdLife International (2005), Drewitt & Langston (2006), Everaert & Kuijken (2007), Everaert & Stienen (2007) y Stienen *et al.* (2008) recomiendan, además, evitar la instalación de parques eólicos cerca de:

- ✓ Áreas protegidas (*Ver recuadro Áreas Protegidas de Uruguay*).
- ✓ Sitios de interés internacional para la conservación de la biodiversidad (Sitios RAMSAR, Reservas de Biosfera de UNESCO, Áreas de Interés para la Conservación de Aves).

- ✓ Sitios de parada relevantes o áreas cuello de botella en las rutas migratorias.
- ✓ Hábitats donde los parques impliquen alto riesgo de colisión para aves (humedales y crestas de cerros).
- ✓ Dormideros, colonias o sitios importantes para la reproducción de las aves.

A modo de ejemplo, en el Reino Unido los proyectos eólicos de gran escala están excluidos de una franja de por lo menos 8 km desde la línea de costa hacia adentro y de 13 km de paisajes particularmente sensibles (Drewitt & Langston, 2006). También se excluyen de aguas de <10m de profundidad, por la sensibilidad de los ecosistemas costeros, por las muchas especies de aves que bucean en sus aguas para alimentarse, los impactos visuales percibidos desde la costa y la posible interferencia con actividades recreativas acuáticas.

*Recuadro 1: Áreas Protegidas en Uruguay*

**Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) de Uruguay**

El SNAP es una herramienta que busca armonizar el cuidado del ambiente, en particular de la diversidad biológica, con el desarrollo económico y social del país. El Sistema pretende incluir áreas representativas de los ambientes naturales de Uruguay, así como los valores culturales asociados a éstos. Creado en el año 2005, a la fecha las ocho áreas ingresadas al SNAP ocupan 122.254 ha, lo que representa cerca del 0,38% del territorio nacional (0,47% de la superficie terrestre y 0,28% de la superficie acuática costera). Está integrado por los Parques Nacionales “Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay” (Río Negro), “Cabo Polonio” y “San Miguel” (ambos en Rocha); Paisajes Protegidos “Valle del Lunarejo” (Rivera), “Laguna de Rocha” (Rocha) y “Quebrada de los Cuervos” (Treinta y Tres), la Localidad Ruprestre “Chamangá” y el Área de manejo de hábitat y/o especies “Cerro Verde” (Fig. 2 y 3). Otras siete áreas están en proceso de ingreso al Sistema (SNAP 2012).

Figura 2. Localización de Áreas protegidas ingresadas y en proceso de ingreso al SNAP. Fuente: [www.snap.gub.uy](http://www.snap.gub.uy).



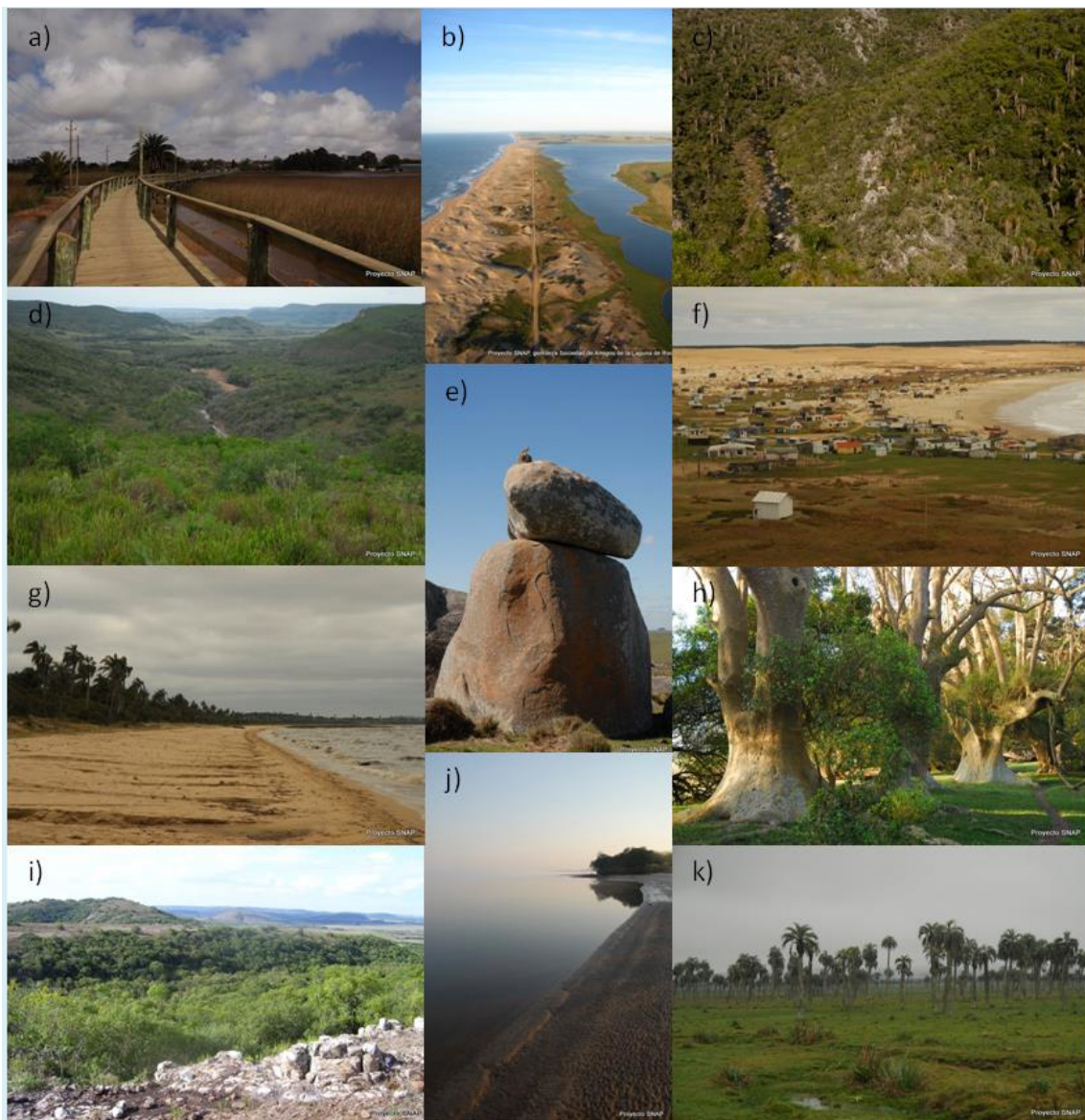


Figura 3. Imágenes de algunas Áreas protegidas. a) Humedales de Santa Lucía; b) Laguna de Rocha; c) Quebrada de los Cuervos; d) Lunarejo; e) Chamangá; f) Cabo Polonio; g) Laguna Negra; h) Bosque de Ombúes-Laguna de Castillos; i) Laureles; j) Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay; k) Palmares de Rocha. Fuente: <http://www.snap.gub.uy>.

### Áreas de Interés para la Conservación de las Aves (AICAs)

La protección de sitios es una de las medidas más efectivas para la conservación de las aves. El programa global AICA (IBAs por sus siglas en inglés) surgió hace más de 20 años, es liderado por la organización BirdLife International y ha designado áreas en todos los continentes. En Uruguay se han identificado 22 AICAs (Fig. 4), que suman un área total de 3.152.350 ha (18% de la superficie terrestre del país). De las 40 especies amenazadas y Casi Amenazadas presentes en Uruguay, 21 están presentes en la red de AICAs (Aldabe *et al.*, 2009).



Esta iniciativa de identificación de áreas prioritarias para la conservación focalizándose en las aves muchas veces se solapa con las áreas del SNAP (al igual que la Reserva de Biosfera y los sitios Ramsar), lo que fortalece el marco de protección de la biodiversidad.

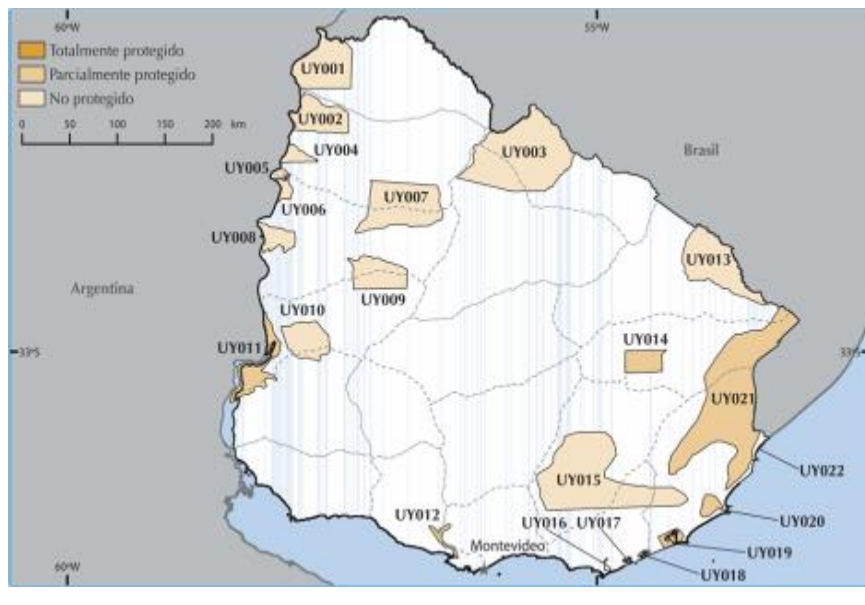


Figura 4. Localización de las 22 IBAs identificadas para Uruguay. Fuente: Aldabe *et al.*, 2009.

### Reserva de Biosfera

Las Reservas de Biosfera son zonas de ecosistemas terrestres o costeros/ marinos reconocidas internacionalmente en el marco del Programa Man and Biosphere (MAB) de la UNESCO. En Uruguay la única Reserva de Biosfera existente, declarada en 1976, son los Bañados del Este y abarca 200.000 ha de praderas templadas y humedales costeros (UNESCO 2012).

### Sitios Ramsar

La Convención sobre los Humedales es un tratado intergubernamental firmado en Ramsar, Irán (1971), para promover la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos. A nivel global se han designado 2.046 humedales de importancia internacional como sitios Ramsar. Dos de ellos se encuentran en Uruguay: Bañados del Este y Franja Costera (407.408 ha ubicadas en los departamentos de Rocha y Treinta y Tres), y Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay (17.496 ha en Río Negro) (RAMSAR 2012).

#### *Recuadro 2: Ejemplos de parques eólicos con altas tasas de colisión de aves con AG.*

Varios sitios “problemáticos”, como Tarifa en España, Altamont Pass en California (EEUU), Smola (Noruega) y Brujas (Bélgica), con elevados registros de colisión, se localizan en sitios con alta actividad o abundancia de aves (Drewitt & Langston, 2008; Erickson *et al.*, 2001).

En Tarifa se identificó que los AG con mayor riesgo son aquellos situados en colinas muy empinadas, en laderas que enfrentan el viento (sotavento) y cerca de cañones, así como los

ubicados en la línea de la cima del cerro. Las altas tasas de colisión de rapaces en Tarifa se asociaron con una alta abundancia de presas, gran actividad de rapaces, cuellos de botella topográficos y aspectos del comportamiento de las rapaces como ser la caza, vuelos de persecución, disputas territoriales y el planeo en corrientes que suben por las colinas o corrientes térmicas (Drewitt & Langston, 2008) (ver Capítulo 1).

En Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA, California) se estimó que, entre los años 1998 y 2003, murieron 1.127 rapaces y 2.710 aves por eventos de colisión con AG, cifras que incluso podrían estar subestimadas. Estos datos surgen de la búsqueda de individuos muertos en un radio de 50 m alrededor de más de 4 mil AG (75% de los instalados en el área), y fueron corregidos tomando en cuenta la eficiencia de detección y la remoción por carroñeros (Smallwood & Thelander, 2008). Se determinó que los factores que contribuyen al riesgo de colisión de las rapaces en este sitio son la estructura de los AG, el espaciamiento entre ellos, la ubicación de cada uno en relación a la topografía local, aspectos del manejo de los predios y la estación del año. Otros grupos de aves también han muerto por colisión con los AG en APWRA: patos, gansos, aves acuáticas, pájaros y palomas (Erickson *et al.*, 2001).

En Smola, área de reproducción de águilas de cola blanca (*Haliaeetus albicilla*), la alta mortalidad de adultos y volantones está relacionada con despliegues y disputas territoriales, vuelos de desplazamiento entre sitios de anidación y alimentación off-shore, planeo, descanso y migración a lo largo de la costa noruega (Smallwood & Thelander, 2008).

En los alrededores del puerto de Brujas nidifica una gran proporción de las poblaciones europeas de los gaviotines *Sterna sandvicensis*, *S. hirundo* y *S. albifrons*. En el año 2000 se creó una península como medida de compensación por la destrucción de parte del área de nidificación. El sitio fue exitosamente utilizado para la nidificación pero debido a su cercanía a 25 AG se registró una alta mortalidad de gaviotines: 168 individuos en 2004 (1,57 por día) y 161 en 2005 (1,51 por día) (Drewitt & Langston, 2008). La mayoría de las colisiones se dieron entre Mayo y Junio, cuando los gaviotines están alimentando a sus pichones. Noventa por ciento de las colisiones se concentraron en 4 AG cercanos a la colonia que interceptan la ruta de los vuelos de alimentación. Todos los individuos encontrados muertos eran adultos. Se encontró una correlación positiva significativa entre el número de parejas reproductoras y las fatalidades por colisión<sup>4</sup>. Es posible que al comienzo de la temporada reproductiva los gaviotines eviten los AG pero cuando tienen que alimentar a sus pichones toman un camino más directo hacia los sitios de alimentación, aumentando el riesgo y las colisiones con AG (Drewitt & Langston, 2008).

---

<sup>4</sup> A mayor número de parejas, mayor número de colisiones.

## ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL.

En Uruguay, todos aquellos proyectos eólicos (así como otros proyectos de generación de energía) que prevean una potencia instalada mayor a 10 MW deben ser autorizados por la Dirección Nacional de Medio Ambiente (Decretos 349/005 Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental y Autorizaciones Ambientales y 178/009) y por las intendencias. La realización y presentación de un Estudio de Impacto Ambiental (EsIA) es uno de los pasos del proceso de autorización. Dicho estudio tiene como objetivo brindar la información necesaria para que la institución ambiental designada evalúe la viabilidad del proyecto desde el punto de vista exclusivamente ambiental (Atienza *et al.*, 2009; Janss *et al.*, 2010). Por estos motivos, es esencial contar con un marco normativo ambiental claro y específico, que no deje dudas sobre lo que debe ser evaluado y contemple las características de los proyectos eólicos (GP WIND 2012). A su vez, es importante que el proceso de autorización ambiental tenga un enfoque flexible y adaptativo (Ontario Ministry of Natural Resources 2011), para incorporar aspectos relacionados con los avances tecnológicos y metodológicos. Esto redundará en una mayor aceptación social y mejor diseño de los proyectos, así como en la agilización de su proceso de autorización ambiental (GP WIND 2012).

Un EsIA debe incluir: i) una descripción detallada de las actividades de cada fase del proyecto, especialmente aquellas que podrían generar impactos ambientales significativos; ii) la identificación, predicción y cuantificación de todos los impactos (positivos y negativos)

significativos, directos e indirectos, generados por el emprendimiento durante todo su ciclo de vida; así como iii) medidas de mitigación para disminuir o eliminar los impactos negativos identificados (Decreto 349/005 Reglamento de EIA/AA; Drewitt & Langston, 2006; Atienza *et al.*, 2009). En el caso particular de proyectos eólicos, se debe detallar la localización de los AG, las subestaciones eléctricas de transformación, los caminos de acceso, entre otros aspectos. Un EsIA exhaustivo es un instrumento clave para minimizar los impactos negativos de los parques eólicos sobre las aves y otro tipo de fauna (Everaert & Kuijken, 2007).

Es fundamental, entre otras cosas, generar una línea de base de avifauna representativa del ciclo anual y contemplando los diferentes tipos de ambientes (ver Recuadro 3) (Arizona Game & Fish Department, 2008). La situación ideal es contar al menos con 12 meses de muestreos previos al inicio de obras (Langston & Pullan, 2003; Scottish Renewables, 2010), con lo que se puede evaluar el grado de fluctuación anual natural de las poblaciones (Gabb, 2011) y el componente migratorio de la comunidad. En algunos casos se solicitan líneas de base de 24 meses, cuando es posible que se afecten especies con protección legal especial (Ferrer *et al.*, 2011). La ventaja de contar con información de más de un año es poder cerciorarse de no estar en un año de fluctuaciones “atípicas” (por efectos locales de cambios en la abundancia de alimento, condiciones climáticas inusuales, etc.). Vale la pena recordar que, en Uruguay, cada proyecto eólico debe realizar mediciones

locales de viento por un plazo no menor a un año (DNE 2011), por lo cual, un monitoreo de avifauna por igual período de tiempo es totalmente compatible y no debería generar retrasos significativos al proceso de aprobación del proyecto.

Es importante que los EslA incluyan información sobre el movimiento y distribución de las aves en el sitio de estudio, incluyendo abundancia, intensidad de uso del área, altitud y dirección de vuelo

preferencial en diferentes condiciones climáticas y ciclos de marea (en sitios costeros). En los casos que estos estudios o la bibliografía determinen la presencia de especies de hábitos nocturnos, se deberían realizar muestreos nocturnos (Drewitt & Langston, 2006). Según Madders y Walker (2002), la escala del EslA debería definirse en función del área efectivamente ocupada por las especies que es posible de ser afectada por el emprendimiento.

### Recuadro 3: Línea de base de biodiversidad

Una línea de base de un sitio es un estudio que permite determinar su estado previo al desarrollo de un proyecto. El principal objetivo de una línea de base es estimar la riqueza de especies (número de especies presentes) y sus abundancias absolutas o relativas. En Ecología la *abundancia absoluta* se refiere al número de individuos que existen por unidad de superficie (densidad de individuos), pudiendo ser estimada mediante censos o muestreos. En cambio, la *abundancia relativa* es el número de individuos de una especie en relación al número de individuos de otra especie, o el número de individuos por unidad de esfuerzo de muestreo (por ejemplo, el número de aves observadas en 1 hora) (Perovic *et al.*, 2008).

Dicha información es un punto de referencia para realizar comparaciones posteriores y detectar cambios a lo largo del tiempo (a través de monitoreos), según el manejo o uso del suelo local; o según variaciones ambientales propias del sitio (Perovic *et al.*, 2008).

Una línea de base representativa de la riqueza y abundancia de cada especie debe:

- ✓ Basarse en por lo menos un año de muestreos mensuales o estacionales, previos al inicio de obras.
- ✓ Abarcar todos los tipos de ambientes presentes (pradera, bosques, humedales, etc.).
- ✓ Utilizar metodologías de muestreo estandarizadas, adecuadas para el grupo biológico y el tipo de ambiente.

También se deberían analizar las características topográficas y climáticas del sitio elegido para evaluar la formación de corrientes potencialmente utilizadas por las aves (particularmente rapaces. Ver

Capítulo 1). Esta información puede ser un insumo en la definición de la microlocalización de los AG (Drewitt & Langston, 2008; GP WIND 2012), junto a aspectos relativos a la distribución de



ambientes, hidrología, arqueología y monitoreos de biodiversidad (Scottish Renewables, 2010).

Además, si un parque es instalado cerca de un AICA o AP se debería evaluar específicamente el efecto potencial de la instalación y operación del parque eólico, especialmente sobre las especies que determinan la designación del AICA o los objetos de conservación del AP a largo plazo (BirdLife International 2005).

Es importante que los EsIA tengan en cuenta los efectos acumulativos de otros emprendimientos presentes y proyectados para la zona (eólicos y de otra índole) (Madders & Walker, 2002; Drewitt & Langston, 2006; BirdLife International 2005). En este sentido, Atienza *et al.* (2009) recomiendan que para el estudio de impacto acumulado se contemplen todos los parques eólicos autorizados y en procedimiento de evaluación en un radio de 50 km. Para esto, es fundamental que los técnicos que realizan y evalúan los EsIA tengan acceso a dicha información, por ejemplo a través de una base de datos o Sistema de Información Geográfica (SIG) de acceso libre y on-line. En el caso de Uruguay, el registro de información de relevancia ambiental es responsabilidad del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, así como permitir su accesibilidad por medios electrónicos (Decreto 349/005 Reglamento de EIA/AA). Actualmente la información sobre las autorizaciones ambientales de los proyectos eólicos se accede a través del sitio web institucional<sup>5</sup>. Por otro lado, en la

sección Mapas Energéticos del sitio web de la Dirección Nacional de Energía<sup>6</sup> se puede descargar un archivo ejecutable en el programa Google Earth, con información sobre los distintos proyectos eólicos.

## OPERACIÓN

La realización de monitoreos de la riqueza y abundancia de aves durante la etapa de operación del parque es esencial para fortalecer los estudios previos (línea de base), así como evaluar la efectividad de las medidas de mitigación aplicadas. En este sentido, se recomienda la adopción de un enfoque adaptativo, donde el resultado de los monitoreos constituya un insumo para mejorar las medidas de mitigación aplicadas (Ontario Ministry of Natural Resources 2011). El monitoreo a largo plazo es necesario para determinar si los efectos negativos detectados en el EsIA persisten o las poblaciones pueden recuperarse por sí solas o debido a las medidas de mitigación (GP WIND 2012; Pearce-Higgins *et al.*, 2012). Esto se debe a que algunos estudios indican una mayor disminución de la abundancia de las aves a medida que aumenta el tiempo de operación de los parques (Stewart *et al.*, 2004; 2007).

Los monitoreos deben emplear técnicas estandarizadas, repetibles y los datos deberían colectarse en la zona de influencia de parques eólicos y en sitios control (zonas sin AG) (Kuvlesky *et al.*, 2007). La situación ideal es contar con

<sup>5</sup> URL: <http://www.mvotma.gub.uy/>

<sup>6</sup> URL: <http://www.miem.gub.uy/web/energia/-/mapa-energetico>

monitoreos antes, durante y después de la construcción del parque para poder realizar todas las comparaciones posibles. Este enfoque se conoce como “BACI”, por sus siglas en inglés (Before-After, Control-Impact), y es ampliamente recomendable para el monitoreo de la diversidad en parques eólicos (de Lucas *et al.*, 2004; Drewitt & Langston, 2006; Kuvlesky *et al.*, 2007; Gabb 2011; GP WIND 2012; Pearce-Higgins *et al.*, 2012). Este tipo de metodología también permite tomar en cuenta factores externos al parque eólico que potencialmente afecten la abundancia y densidad de las aves (Gabb 2011).

Durante la etapa operativa del proyecto es recomendable que se realice un monitoreo de la mortalidad de aves por colisiones con los AG (Illinois Department of Natural Resources, 2007; GP WIND 2012). La información recabada es un insumo para la definición de medidas de mitigación adicionales (Ontario Ministry of Natural Resources 2011). En este sentido, se pueden determinar valores umbrales anuales de mortalidad, por encima de los cuales se deben ejecutar acciones que reduzcan la mortalidad detectada. A modo de ejemplo, el Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (Canadá) estableció los siguientes valores umbrales anuales de mortalidad: i) 14 aves/ AG/año para AG individuales o grupos de AG; ii) 0.2 rapaces/AG/año para un parque eólico; o iii) 2 rapaces/parque eólico con <10 AG.

## MITIGACIÓN

El proceso de minimizar los impactos negativos de un parque eólico debe estar basado en la adopción de medidas

jerárquicas, en el siguiente orden: i) prevención de los efectos negativos (a través de una planificación territorial y apropiada localización); ii) reducción de impactos negativos (con medidas técnicas y adaptativas); iii) restauración de áreas afectadas; y iv) compensación de aquellos impactos inevitables. Paralelamente, debería realizarse el monitoreo de la eficacia de las medidas tomadas (GP WIND 2012).

Dentro de las posibles medidas de mitigación se identifican dos categorías: las **buenas prácticas**, que pueden ser adoptadas por cualquier proyecto eólico y deberían tomarse como estándares; y las **medidas adicionales** propuestas para reducir un impacto específico (Drewitt & Langston, 2006).

A nivel internacional se han implementado diversas formas para mitigar los efectos negativos de los parques en las diferentes etapas del ciclo de vida del proyecto. Entre ellas se puede mencionar la limitación del movimiento de maquinaria y vehículos durante la construcción y operación; la delimitación de áreas de exclusión de actividades en zonas de nidificación de aves; o evitar realizar las obras en la temporada reproductiva, para prevenir efectos de perturbación (Pearce-Higgins *et al.*, 2012). Según algunos autores, aquellos impactos no evitables podrían compensarse con medidas de recuperación de hábitat (Smallwood & Thelander, 2008). El desafío último es obtener un balance entre minimizar los impactos negativos, especialmente sobre aves de prioridad para la conservación, y la generación de energía (Drewitt & Langston, 2008).

A continuación se detallan algunas medidas reportadas en artículos científicos, informes y guías de buenas prácticas enfocadas en la industria eólica (Erickson *et al.*, 2001; Hoover & Morrison, 2005; Drewitt & Langston, 2006; 2008; Everaert & Kuijken, 2007; Everaert & Stienen, 2007; Smallwood & Thelander, 2008; Scottish Renewables, 2010; Ontario Ministry of Natural Resources 2011; de Lucas *et al.*, 2012; GP WIND 2012).

#### *Buenas prácticas:*

- ✓ Evitar la localización de parques en ecosistemas sensibles y de importancia para la conservación.
  - ✓ Implementar prácticas apropiadas de trabajo para proteger áreas sensibles.
  - ✓ Localizar los AG lo más cerca posible entre sí.
  - ✓ Agrupar AG, evitando la alineación perpendicular a las principales trayectorias de vuelo identificadas en el EslA, y proveer corredores entre grupos, alineados con las trayectorias de vuelo.
  - ✓ Cuando sea posible, realizar cableado subterráneo.
  - ✓ Aumentar la visibilidad del cableado aéreo y evitar que el tendido pase por zonas de alta densidad de aves, especialmente de especies sensibles a la colisión.
  - ✓ Programar la construcción del parque para evitar períodos sensibles o de gran actividad, como el reproductivo.
- ✓ Minimizar la iluminación de todas las infraestructuras, respetando la normativa de balizamiento pertinente, y utilizar focos con haz de luz amplio y dirigido hacia abajo.
  - ✓ Reemplazar las luces rojas o blancas estáticas de los AG por luces intermitentes.
  - ✓ Restaurar hábitats o generar zonas de “compensación” por la pérdida de hábitat generada durante la instalación u operación del proyecto (por ejemplo, zonas de reproducción artificiales), en zonas alejadas de los AG.

#### *Medidas especiales:*

- ✓ Detención de AG durante períodos de intensa actividad de las aves, especialmente en sitios cuello de botella y cerca de zonas de reproducción o invernada. Por ejemplo, ante la identificación de una situación peligrosa como la aproximación de una bandada numerosa.
- ✓ El recambio de AG viejos por modelos de última generación puede disminuir la mortalidad (incluso hasta un 70%) en parques eólicos ya instalados si disminuye el número de AG. El recambio de equipos también brinda la oportunidad de relocalizar AG conflictivos.
- ✓ Aumentar la visibilidad de las aspas de AG que registren colisiones es una posible medida de mitigación (por ejemplo, con pintura que acentúe su

contraste con el medio) que debe testearse en campo.

- ✓ Activación de mecanismos repelentes (por ejemplo, sonoros) cuando se identifica una situación peligrosa.

### Capítulo 3. Necesidades de investigación y gestión

La mayoría de las investigaciones sobre los impactos de los parques eólicos data de menos de 25 años y se concentra en Europa y EEUU (Kuvlesky *et al.*, 2007). Según BirdLife International (2005) las áreas de investigación y gestión vinculadas al entendimiento de los impactos de la energía eólica sobre la conservación de la biodiversidad deberían ser desarrolladas o profundizadas (por ejemplo, Ecología Aplicada, Manejo y Conservación de especies, Gestión de Recursos Naturales, Ordenamiento Territorial), según las prioridades de cada país. Asimismo, se identifica a los Estados y la industria eólica como los referentes que deben promover y financiar estas actividades (BirdLife International 2005; Illinois Department of Natural Resources, 2007). Dicho fortalecimiento del acervo científico de un país contribuye a una mejor toma de decisiones, a la adecuada elección de la localización de parques eólicos, así como a mejorar su diseño.

Lo que sigue es una síntesis de necesidades tanto generales como particulares propuestas en múltiples referencias bibliográficas internacionales. Dichas necesidades también tienen relevancia a nivel nacional, dado el incipiente desarrollo eólico en el país y los escasos recursos destinados a abordar aspectos relacionados con el impacto de los parques eólicos sobre la biodiversidad.

- Idealmente se deben identificar aquellas zonas donde es poco probable que existan efectos significativos sobre las

aves u otros objetos de interés para la conservación y priorizarlos en el desarrollo eólico (Drewitt & Langston, 2006). Como complemento, quedarían localizadas las zonas de especial interés para la conservación de los recursos naturales y la biodiversidad, dónde se debería exigir la realización de EslA profundos y detallados, así como un desarrollo cauteloso de todas las actividades de los proyectos (CMS 2002; Illinois Department of Natural Resources, 2007).

- Kuvlesky *et al.* (2007) identifican que uno de los problemas principales de la mayoría de las investigaciones sobre el impacto de parques eólicos sobre la biodiversidad es que sus resultados no son comparativos, por la utilización de diseños experimentales y metodologías de colecta de datos distintos. Como se mencionó previamente, la misma falencia fue identificada para los monitoreos de los parques eólicos en otras partes del mundo. Por lo tanto, la utilización de metodologías y tecnologías científicamente válidas y estandarizadas es fundamental. En este sentido, es deseable la promoción de la creación de espacios multidisciplinarios (talleres, grupos de trabajo, simposios, etc.) donde éste y otros temas relevantes sean discutidos y definidos entre los investigadores nacionales.

- Un aspecto prioritario es contar con estimaciones nacionales de las tasas de mortalidad por colisión en los parques instalados en el país, ya que la información recabada puede ser un insumo para la definición de medidas de mitigación adicionales (Strickland *et al.*, 2011; Ontario Ministry of Natural Resources 2011; GP WIND 2012). En este sentido, Smallwood &

Thelander (2008) sugieren utilizar un intervalo de tiempo acotado entre búsquedas sucesivas de individuos muertos (i.e. día por medio), incluyendo un número apropiado de AG y extendiendo el estudio por más de 3 años. La inclusión de estimaciones de eficiencia de búsqueda, así como las pérdidas por carroñeo y descomposición resulta en valores más realistas de las tasas de mortalidad por colisión con AG, especialmente para aves pequeñas (Erickson *et al.*, 2001). En el Anexo I se presenta una metodología sugerida para la estimación de la tasa de mortalidad por colisión con AG. La información sobre las tasas de colisión en un parque eólico ayudaría a comprender los factores determinantes de dichos accidentes y aplicar medidas apropiadas de mitigación.

- Tanto las investigaciones como los monitoreos sobre mortalidad de aves en parques eólicos deberían abordar los efectos por mortalidad directa, reducción de éxito reproductivo y condición corporal (Ver Sección Principales impactos directos del desarrollo eólico sobre la avifauna) (BirdLife International 2005). Otros aspectos a profundizar son el impacto acústico, electromagnético y de sombras generado por los parques.

- El análisis del impacto de las líneas de transmisión, torres de medición de viento y de comunicaciones debe ser desarrollado con mayor profundidad, debido a la mortalidad acumulada de aves que generan (Erickson *et al.*, 2001; BirdLife International 2005). Sólo en EEUU la red de líneas de transmisión y distribución provoca la muerte de 174 millones de aves al año, por colisión o electrocución; y las

torres de comunicación otros 4-50 millones de individuos (Erickson *et al.*, 2001). La gran incertidumbre en dichas estimaciones indica que éstas podrían ser varios órdenes de magnitud mayores. La obtención de estimaciones precisas requiere una muestra de unidades experimentales tomadas al azar o al menos representativas de torres y km de líneas, con replicas temporales (Erickson *et al.*, 2001). La problemática cobra gran importancia en el contexto actual de ampliación del número de torres para telefonía celular, radio y TV digital en todo el territorio nacional. A pesar de contar con este tipo de estructuras desde hace décadas en Uruguay, no existen estudios sistemáticos que investiguen sus impactos sobre la avifauna.

- Es necesario identificar las especies nativas más sensibles a los impactos de los parques eólicos, en base a criterios biológicos (por ejemplo, características comportamentales, morfológicas, aspectos de su historia de vida, etc.) y de conservación de la naturaleza. Dicha información es un insumo fundamental para la toma de decisiones de investigación, conservación y mitigación.

- Otro avance importante sería mejorar el conocimiento sobre las principales rutas migratorias y sitios de parada de aves en el país, especialmente las de aquellos grupos más propensos a colisionar con AG. Los sitios de parada brindan refugio y alimento para que las aves reabastezcan sus reservas energéticas y continúen su ruta migratoria. A la fecha, no existen estudios sistemáticos que identifiquen las principales rutas o corredores migratorios en el país; sólo

registros de sitios de relevancia para algunas especies (con gran sesgo hacia áreas costeras). En general, este tipo de información se obtiene a través de programas de anillado de especies con recaptura o registro de avistamientos posteriores.

- La evaluación del impacto del desarrollo eólico sobre otros grupos biológicos también es necesaria. En este sentido, se resalta la urgencia de analizar los impactos sobre los murciélagos, ya que algunos estudios indican que éstos experimentan impactos más severos que las aves (Kuvlesky *et al.*, 2007). Los AG pueden presentar riesgos importantes para determinadas poblaciones de murciélagos que habitan los alrededores de las instalaciones, se alimentan o realizan migraciones atravesando dichas áreas (Alcalde, 2002). Rodríguez *et al.* (2008) mencionan cuatro impactos negativos importantes asociados a este tipo de emprendimientos sobre los murciélagos: i) Daños, alteración o destrucción de los hábitats de alimentación y los corredores por donde se desplazan; ii) Daños, alteración o destrucción de refugios; iii) Aumento del riesgo de colisión para los murciélagos en vuelo; y iv) Desorientación por la emisión de ruido de ultrasonido. Es importante mencionar la existencia de otro tipo de impacto: muerte por descompresión. Este último fenómeno se denomina barotrauma, e implica un daño en los tejidos pulmonares, los cuales se dilatan súbitamente haciendo reventar sus vasos sanguíneos. El barotrauma es causado por la rápida o excesiva reducción de la presión del aire en movimiento cerca de las aspas de los AG (Baerwald *et al.*,

2008) y es la causa del 90% de la mortalidad de murciélagos en parques eólicos. De esta manera los murciélagos mueren sin haber tenido contacto directo con los AG. Al igual que las rapaces, los murciélagos tienen bajo potencial reproductivo, por lo que un aumento de la mortalidad puede generar descensos poblacionales (Kuvlesky *et al.*, 2007). En Uruguay existen 23 especies de murciélagos (González y Martínez, 2010) y todas son de prioridad para la conservación según el SNAP (Soutullo *et al.*, 2009). Actualmente se tiene un escaso conocimiento sobre sus comportamientos migratorios, así como sobre las principales áreas de forrajeo, uso de hábitat y dinámicas poblacionales de muchas especies. Por lo tanto, la promoción de estudios nacionales sobre estos temas es prioritaria, ya que esta información resulta fundamental para determinar el impacto del desarrollo eólico local sobre este grupo de animales.

En cuanto a la gestión, Kuvlesky *et al.* (2007) recomiendan: i) promover el contacto temprano entre los desarrolladores de proyectos eólicos y las instituciones vinculadas a la gestión ambiental del territorio; ii) desarrollar guías o lineamientos para una buena elección de la localización de los proyectos eólicos, con la participación de desarrolladores de proyectos, instituciones públicas, investigadores y grupos organizados de la sociedad civil relacionados con la temática; iii) centralizar y garantizar el acceso a la información sobre proyectos eólicos previstos en el territorio a través de herramientas informáticas de consulta on-line



(fundamentalmente aspectos de la localización geográfica, número y distribución de AG); y finalmente, iv) incentivar la instalación de parques eólicos fuera de áreas prioritarias para la conservación de hábitats o especies. En caso de no poder evitarlo, establecer medidas de mitigación de impactos o compensación (por ejemplo, el pago de una tarifa destinada a un fondo económico para financiar actividades o proyectos locales de conservación e investigación).

## Conclusiones

La generación de energía eólica es reconocida por ser “amigable con el ambiente”. No obstante, como toda actividad, presenta potenciales impactos ambientales negativos para diversos componentes del ambiente, que deberían ser considerados por las autoridades competentes en un contexto de desarrollo sustentable.

Como se mencionó anteriormente, Uruguay se encuentra en una situación particular, con 3 parques eólicos operativos, más de 800 MW eólicos adjudicados y escaso conocimiento de sus impactos sobre la fauna y flora local.

En el presente informe se realiza un análisis preliminar general, donde se destaca especialmente la mortalidad directa generada por colisiones con AG.

También se presentan algunas medidas de buenas prácticas para el sector y necesidades de investigación.

El apoyo a iniciativas dirigidas al mejor entendimiento de los potenciales impactos ambientales de los parques eólicos y sus formas de mitigación, ya sean las explicitadas en este informe u otras que se entiendan pertinentes, es bienvenido y redundará en una mayor aceptación social de dichos emprendimientos en el país.

## Bibliografía

Alcalde J.T., 2002. Impacto de los parques eólicos sobre las poblaciones de murciélagos. Barbastella. Boletín de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Murciélagos 3: 1-10.

Aldabe J., Rocca P. & Claramunt S., 2009. URUGUAY. Pp 383-392 en Devenish C., Díaz Fernández D.F., Clay R.P., Davidson I. & Yépez Zabala I. Eds. Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation. Quito, Ecuador: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16).

Arizona Game & Fish Department, 2008. Guidelines for Reducing Impacts to Wildlife from Wind Energy Development in Arizona.

Atienza J.C., Fierro I.M., Infante O. & Valls J., 2009. Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en las aves y murciélagos (versión 1.0). SEO/BirdLife, Madrid.

Baerwald E.F.; D'Amours G.H.; Klug B.J. & Barclay R.M.R., 2008. Barotrauma is a significant cause of bat mortalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.

Barrios L. & Rodríguez A., 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41: 72-81.

BirdLife International 2005. Position Statement on Wind Farms and Birds. Birds and Habitats Directive Task Force.

BirdLife International. URL: <http://www.birdlife.org/>.

Carrete M., Sánchez-Zapata J.A., Benítez J.R., Lobón M. & Donazar 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.

Convención sobre las Especies Migratorias (CMS), 2002. Resolution 7.5 Wind turbines and migratory species.

de Lucas M., Janss G.F.E. & 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13: 395-407.

de Lucas M., Janss G.F.E., Whitfield D.P. & Ferrer M., 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01549.x

de Lucas M., Ferrer M., Bechard M.J. & Muñoz A., 2012. Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biological Conservation* 147: 184-189.

Devereux C.L., Denny M.J.H. & Whittingham M.J., 2008. Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 45: 1689–1694.

Dirección Nacional de Energía, 2011. Desarrollo de un parque eólico. Capítulo II. Desarrollo, operación y mantenimiento de un parque eólico.

Drewitt A.L. & Langston R.H.W., 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.

Drewitt A.L. & Langston R.H.W., 2008. Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 233–266.

Eichhorn M. & Drechsler M., 2010. Spatial trade-offs between wind power production and bird collision avoidance in agricultural landscapes. *Ecology and Society* 15(2): 10.

Erickson W.P., Johnson G.D., Strickland M.D., Young D.P.Jr., Sernka K.J. & Good R.E., 2001. Avian Collisions with Wind Turbines: A Summary of Existing Studies and Comparisons to Other Sources of Avian Collision Mortality in the United States. National Wind Coordinating Committee (NWCC) Resource Document.

Everaert J. & Kuijken E., 2007. Wind turbines and birds in Flanders (Belgium). Preliminary summary of the mortality research results. Research Institute for Nature and Forest (Scientific institute of the Flemish government).

Everaert J. & Stienen E.W.M., 2007. Impacts of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodivers Conserv* 16: 3345-3359.

Farfán M. A., Vargas J. M., Duarte J. & Real R., 2009. What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodivers Conserv* DOI 10.1007/s10531-009-9677-4.

Ferrer M., de Lucas M., Janss G.F.E., Casado E., Muñoz A.R., Bechard M.J. & Calabuig C.P., 2011. Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology* DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x.

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

Gabb O., 2011. Changes in the abundance and distribution of upland breeding birds at an operational wind farm: a new paper by Douglas, Bellamy & Pearce-Higgins. Bsg TeCHniCal review.

Global Footprint Network (GFN), 2012. URL: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/>.

González E.M. & Martínez Lanfranco J.A., 2010. Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo, Uruguay. 464 pp.

Good Practice Wind (GP Wind), 2012. Good Practice Guide. URL: <http://www.project-gpwind.eu/>.

Ferrer M., de Lucas M., Janss G.F.E., Casado E., Muñoz A.R., Bechard M.J. & Calabuig C.P., 2011. Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology* DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x

Habib L., Bayne E.M., & Boutin S., 2007. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *Journal of Applied Ecology* 44: 176-184.

Hoover S.L. & Morrison M.L., 2005. Behavior of red-tailed hawks in a wind turbine development. *Journal of Wildlife Management* 69(1): 150-159.

Illinois Department of Natural Resources, 2007. The Possible Effects of Wind Energy on Illinois Birds and Bats.

Janss G.F.E., de Lucas M., Whitfield D.P. & Lazo A., 2010. The precautionary principle and wind-farm planning in Andalucía. Letter to the Editor. *Biological Conservation* 143: 1827-1828.

Jones J. & Francis C.M., 2003. The effects of light characteristics on avian mortality at lighthouses. *Journal of Avian Biology* 34: 328-333.

Krijgsveld K.L., Akershoek K., Schenk F., Dijk F. & Dirksen S., 2009. Collision risk of birds with modern large wind turbines. *ARDEA* 97(3): 357-366.

Kuvlesky W. Jr., Brennan L.A., Morrison M.L., Boydston K., Ballard B.M. & Bryant F.C., 2007. Wind Energy Development and Wildlife Conservation: Challenges and Opportunities. *Journal of Wildlife Management* 71 (8): 2487-2498.

Langston R.H.W. & Pullan J.D., 2003. Windfarms and Birds: An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. BirdLife International.

Larsen J.K. & Madsen J., 2000. Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective. *Landscape Ecology* 15: 755-764.

Larsen J.K. & Guillemette M., 2007. Effects of wind turbines on flight behavior of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.

Madders M. & Walker D., 2002. Golden eagles in a multiple land-use environment: A case study in conflict management. *Journal of Raptor Research* 36(1):55-61.

Madsen J. & Boertmann D., 2008. Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape Ecol* 23: 1007-1011.

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

Masden E. A., Haydon D. T., Fox A. D., Furness R. W., Bullman R., & Desholm M., 2009a. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746-753.

Masden E. A., Haydon D. T., Fox A. D., Furness R. W., Bullman R., & Desholm M., 2009b. Birds and wind farms: Assessing cumulative impacts.

Osborn R.G., Dieter C.D., Higgins K.F. & Usgaard R.E., 1998. Bird flight characteristics near wind turbines in Minnesota. *Am. Midl. Nat* 139: 29-38.

Osborn R.G., Higgins K.F., Usgaard R.E., Dieter C.D. & Neiger R.D., 2000. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. *Am. Midl. Nat* 143: 41-52.

Pearce-Higgins J.W., Stephen L., Langston R.H.W. & Bright J.A., 2008. Assessing the cumulative impacts of wind farms on peatland birds: a case study of golden plover *Pluvialis apricaria* in Scotland.

Pearce-Higgins J.W., Stephen L., Douse A. & Langston R.H.W., 2012. Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology* 49: 386-394.

Perovic P., Trucco C., Tálamo A., Quiroga V., Ramallo D., Lacci A., Baungardner A., Mohr F., 2008. Guía Técnica para el Monitoreo de la Biodiversidad. Programa de Monitoreo de Biodiversidad. Parque Nacional Copoparque y Reserva Provincial Copo y Zona de Amortiguamiento. APN/GEF/BIRF. Salta, Argentina.

Ramsar Convention on Wetlands, 2012. URL: <http://www.ramsar.org>

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M.-J., Goodwin J. & Harbusch C., 2008. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. EUROBATS Publication Series No. 3 (English version). UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 51 pp.

Scottish Renewables, SNH, SEPA & FCS, 2010. Good practice during windfarm construction.

Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), 2012. URL: <http://www.snap.gub.uy/>.

Smallwood K.S., 2007. Estimating Wind Turbine–Caused Bird Mortality. *Techniques and Technology Article*. DOI: 10.2193/2007-006.

Smallwood K.S. & Thelander C., 2008. Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. Management and Conservation Article 72 (1): 215-223.

Soutullo A., Alonso E., Arrieta D., Beyhaut R., Carreira S., Clavijo C., Cravino J., Delfino L., Fabiano G., Fagúndez C., Haretche F., Marchesi E., Passadore C., Rivas M., Scarabino F., Sosa B. y Vidal N., 2009. Especies prioritarias para la Conservación en Uruguay. Serie de Informes Nº 16. Proyecto de Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Stewart G.B., Pullin A.S. & Coles C.F., 2007. Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. Environmental Conservation 34 (1): 1–11.

Stienen E.W.M., Waeyenberge V.; Kuijken E. & J. Seys, 2007. Trapped within the corridor of the Southern North Sea: The potential impact of offshore wind farms on seabirds. Pp 71-80 en de Lucas M., Janss G.E.E. & M. Ferrer (Editors). Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation. Quercus.

Stienen E.W.M., Courtens W., Everaert J. & van de Walle M., 2008. Sex-biased mortality of common terns in wind farm collisions. The Condor 110 (1): 154-157.

Strickland M.D., E.B. Arnett, W.P. Erickson, D.H. Johnson, G.D. Johnson, M.L., Morrison, J.A. Shaffer & W. Warren-Hicks, 2011. Comprehensive Guide to Studying Wind Energy/Wildlife Interactions. Prepared for the National Wind Coordinating Collaborative, Washington, D.C., USA.

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

The Internet Bird Collection, 2012. URL: <http://ibc.lynxeds.com/>.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 2012. URL: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/>.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), 2012. URL: <http://www.iucn.org/es/>.

U.S. Fish and Wildlife Service, 2011. Draft Land-Based Wind Energy Guidelines. Recommendations on measures to avoid, minimize, and compensate for effects to fish, wildlife, and their habitats.

Walker D., Mc Grady M., Mc Cluskie A., Madders M. & Mc Leod D.R.A., 2005. Resident Golden Eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. Scottish Birds 25: 24-40.



World Wind Energy Association (WWEA), 2012. Half-year Report. URL:  
<http://www.wwindea.org/home/index.php>.

## Anexo I

### Estimación de tasas de colisión de aves y murciélagos con AG.

Como se mencionó anteriormente, pueden existir diversas fuentes de error en las estimaciones de las tasas de colisión, que generan una subestimación de las mismas (Smallwood 2007). Por lo tanto, a continuación se presenta una serie de aspectos considerados relevantes para obtener estimaciones más precisas. Por mayor información, se recomienda consultar la guía de US-Fish and Wildlife Service (2011).

- *Búsqueda de carcasas.* La estimación de las tasas de colisión se basa en los datos resultantes de la búsqueda de carcasas de individuos muertos alrededor de los AG. Para estandarizar el esfuerzo de búsqueda se puede definir un área cuadrada con el AG ubicado en la zona central, dentro de la cual se trazan transectas de búsqueda. Las dimensiones del área están relacionadas con las dimensiones de los AG instalados, particularmente con la altura de buje, y con la estructura de la vegetación. Por ejemplo, para AG de 65 m de altura de buje, Duffy y Steward (2008) utilizaron cuadrantes de 130 m por 130 m, con transectas perpendiculares entre sí cada 10 m. De esta forma, la persona que realiza la búsqueda observa 5m para cada lado y cubre toda el área determinada por el cuadrante. La búsqueda de carcasas se debe realizar en la mayor cantidad de AG posible (de modo de tener mayor validez estadística), con repeticiones de cada AG cada intervalos de tiempo acotados (idealmente 1 semana o menos días). En su guía del año 2011, el US-Fish and Wildlife Service recomienda realizar monitoreos de mortalidad por varios años consecutivos, en todas las estaciones del año y todos los ambientes del parque eólico, para contemplar múltiples fuentes de variación en los datos, así como los patrones migratorios de las especies. Asimismo plantea que el intervalo de tiempo entre búsquedas sucesivas en un mismo AG se puede adaptar según las especies de interés o con mayor riesgo de colisión (a menor tamaño corporal o mayor velocidad de descomposición, el intervalo de tiempo debería ser menor) y que los cuadrantes deben ser más pequeños cuando la estructura de la vegetación dificulta la detección de las carcasas.
- *Corrección por remoción de carroñeros.* Los individuos muertos por colisión entre búsquedas sucesivas pueden ser removidos por animales que se alimentan de carroña, como zorros, perros, rapaces, etc. Por lo tanto, es recomendable estimar la proporción promedio de carcasas removidas de esta forma, a través de un experimento en campo. Dicho experimento consiste en colocar carcasas de animales muertos a modo de

“cebo” y chequear su presencia/ausencia en sucesivas visitas hasta su eventual desaparición.

- *Corrección por eficacia de detección por investigador y por ambiente.* Esto se realiza para estimar cuántos cadáveres se omiten en los conteos en función de la persona que realice la búsqueda y el tipo de ambiente. Es similar al experimento anterior, pero se pueden usar cebos artificiales (que imiten el tamaño y color de las especies más comunes o de interés). Éstos son colocados en distintos tipos de ambiente y son buscados por cada técnico que participa en el estudio (por lo cual se obtienen estimaciones individualizadas de eficacia de detección de carcasas).
- *Estimador de la tasa de mortalidad.* Existen numerosas formas de estimar la mortalidad. Por razones prácticas, aquí sólo se presenta una de las más sencillas, que puede ser mejorable tomando en cuenta otros aspectos, así como la calidad de datos que se tenga (ver Smallwood 2007; Strickland *et al.*, 2011).

$$M_A = M / (R \times p)$$

$M_A$  es la mortalidad ajustada,  $M$  es la mortalidad expresada como número de muertes/AG/año, número de muertes/MW/año o número de muertes/MWh/año;  $R$  es la proporción de carcasas que quedan (estimada en los experimentos de carroñeo) y  $p$  es la proporción de carcasas encontradas (estimada en los experimentos de eficacia de detección) (Smallwood 2007).

La  $M_A$  “admisible” para cada especie puede ser diferente, en función de las características biológicas de las mismas.