

L'impatto dell'eolico sull'avifauna e sulla chiropterofauna: lo stato delle conoscenze e il trend valutativo in Italia

Gian Andrea Pagnoni
Fabio Bertasi

Istituto Delta Ecologia Applicata, Ferrara

Il lavoro riporta i risultati di numerosi studi condotti a livello mondiale da cui si desumono varie tipologie di impatto e relative misure di mitigazione. Nonostante la ricerca proceda da un ventennio, i risultati non permettono conclusioni univoche, il che, sommato ad una legislazione nazionale insufficiente e a legislazioni regionali eccessive, rende complicato il lavoro dei valutatori e lo sviluppo del settore

Wind Energy Impact on Birds and Bats: Current Knowledge and Evaluation Trend in Italy

This report describes the results obtained from several international studies which different types of impact and the relevant mitigation measures can be inferred from. Despite twenty-year research, results do not provide unique conclusions. Further to insufficient national and excessive regional regulations, this is complicating the evaluators' work and the sector development

Come conseguenza all'aumento del numero di torri aeroportuali meteo e torri per radiocomunicazioni, il numero di report sull'impatto all'avifauna aumentò negli Stati Uniti dagli anni 50 agli anni 60. Negli anni successivi il numero di studi diminuì, forse per le mitigazioni e il minor numero di incidenti, ma anche per la riduzione del pubblico interesse (Drewitt e Langston, 2008). Attualmente, a seguito del rapido incremento dell'eolico in tutto il mondo, è aumentata l'attenzione pubblica, scientifica e politica al tema.

Nonostante alcune amministrazioni competenti al rilascio delle autorizzazioni richiedano talvolta analisi e valutazioni anche su specie non volatrici di interesse conservazionistico (es. lupo, orso, camoscio ecc.), il paesaggio e la tutela della fauna alata sono le componenti ambientali che preoccupano maggiormente le associazioni ambientaliste.

Sebbene studi estensivi sulla avifauna e sulla chiroterofauna siano disponibili dalla prima metà degli anni 90, ad oggi risulta di fatto impossibile compararne gli esiti. Questo perché, da un lato, le specie indagate, le condizioni ambientali e le metodologie di indagine variano da sito a sito e, dall'altro lato, perché la maggior parte degli studi disponibili sono report o presentazioni a convegni, e solo recentemente vengono pubblicati lavori soggetti a revisione di riviste scientifiche internazionali (Stern et al., 2007).

Le tipologie di impatto sulla fauna alata sono essenzialmente riconducibili a due categorie:

1. impatti diretti, da collisione con conseguente morte o ferimento di individui;
2. impatti indiretti, quali sottrazione di habitat idoneo, frammentazione ecologica, disturbo e modifica dell'uso del territorio. Il presente lavoro analizza l'evoluzione delle conoscenze scientifiche e lo stato della normativa italiana sulla valutazione ambientale con particolare riferimento alla componente oggetto di studio.

L'impatto sull'avifauna

Il tasso di mortalità negli Stati Uniti e in Europa

Erickson et al. (2001) hanno stimato che le 15.000 turbine operanti negli Stati Uniti alla fine del 2001 potessero determinare la morte di 10.000-40.000 uccelli l'anno, con l'80% di questi concentrato in California.

Il parametro che misura quanti uccelli o chiroteri muoiono contro le torri è espresso in individui morti/aerogeneratore/anno (ind. aer⁻¹. a⁻¹) ed è ricavato dal numero di carcasse rinvenute ai piedi degli aerogeneratori, corretto con fattori di conversione che tengono presente l'attività dei divisoratori di carogne, la tipologia territoriale, l'efficienza di ritrovamento della carcassa.

La mortalità dovuta alla collisione con gli aerogeneratori varia notevolmente nei diversi studi, da mortalità nulla (Janss et al., 2001; Percival 1999; Demastes e Trainer, citati in Stern et al., 2007, pag. 85; Kerlinger, citato in Stern et al., 2007, pag. 85) ai valori molto elevati di 309 ind. aer⁻¹. a⁻¹ (Benner et al., citato in Everaert e Kuijken, 2007, pag. 6).

Secondo Everaert e Stienen (2007) in Europa il tasso di mortalità medio va da pochi individui a 64 ind. aer⁻¹. a⁻¹. In impianti inshore e semi-inshore in Olanda l'impatto risulta di 14,6-32,8 ind. aer⁻¹. a⁻¹ (Winkelman, 1994). In Navarra (Spagna) durante uno studio di 3 anni condotto su un parco di 277 turbine sono stati rilevati tassi di mortalità medi di 0,43 ind. aer⁻¹. a⁻¹, di cui 0,31 ind. aer⁻¹. a⁻¹ a carico di rapaci, soprattutto grifone (Lekuona e Ursúa, 2007). Il tasso di mortalità in impianti inshore della California è di 0,033 ind. aer⁻¹. a⁻¹, dato inferiore al famoso sito inshore californiano di Altamont (0,048), ma superiore allo 0,006 del resto degli Stati Uniti (Stern et al., 2007). Higgins et al. (2007) a Buffalo Ridge (Minnesota), in un impianto inshore caratterizzato soprattutto da passeriformi, rilevano un impatto trascurabile sull'avifauna.

A Tarifa (un'area inshore prossima allo Stretto di Gi-

**Tabella 1 – Tassi di mortalità per collisione di uccelli
(individui · aerogeneratore⁻¹ · anno⁻¹) negli Stati Uniti e in Europa**

Luogo	Ind. aer ⁻¹ . a ⁻¹	Rap. aer ⁻¹ .a ⁻¹	Autore
Altamont (California)	0,11 – 0,22	0,04 – 0,09	Thelander e Rugge, 2001
Buffalo Ridge (Minnesota)	0,57		Strickland et al., 2000
Altamont (California)		0,05 – 0,10	Erickson et al., 2001
Buffalo Ridge (Minnesota)	0,883 – 4,45	0–0,012	Erickson et al., 2001
Foote Creek Rim (Wyoming)	1,75	0,036	Erickson et al., 2001
United States	2,19	0,033	Erickson et al., 2001
Tarifa (Spagna)	0,03	0,03	Janss 1998
Tarifa (Spagna)	0	0	Janss et al., 2001
Navarra (Spagna)	0,43	0,31	Lekuona e Ursùa, 2007
Francia	0	0	Percival, 1999
Sylt (Germania)	2,8 - 130		Benner et al., 1993
Helgoland (Germania)	8,5 - 309		Benner et al., 1993
Zeebrugge (Belgio)	16 - 24		Everaert e Kuijken, 2007
Brugge (Belgio)	21 - 44		Everaert e Kuijken, 2007
Olanda	14,6 - 32,8		Winkelman, 1994
Olanda	2-7		Musters et al., 1996
Norvegia		0,13	Follestad et al., 2007

Fonte: elaborazione degli autori su dati di bibliografia

bilterra con un flusso migratorio molto consistente), si registra un inaspettato basso tasso di mortalità (0,03 ind. aer⁻¹. a⁻¹). In un successivo studio che ha compreso le fasi ante-operam, cantiere e post operam, lo stesso autore non rileva alcuna morte da collisione (Janss, 1998; Janss et al., 2001).

Densità di popolazione e nidificazione

In Navarra, l'abbondanza della maggior parte delle specie presenti nell'area non è direttamente correlata con la probabilità di collisione, mentre alcune specie come grifone e gheppio, mostrano la correlazione positiva tra densità e collisioni (Lekuona e Ursùa, 2007). Leddy et al. (1997), in uno studio in Minnesota prevalentemente sui passeriformi, evidenziano minori densità degli uccelli all'interno dei parchi eolici. La densità diminuirebbe a partire da 180 m dagli aerogeneratori, riducendosi fino a 10 volte rispetto alle aree di controllo esterne, nella fascia fra 0 e 40 m dagli aerogeneratori.

Winkelman (1994), in una analisi di diversi studi europei, sostiene che riduzioni della densità degli uccelli possano essere molto significative e che l'effetto possa arrivare fino a 250-500 m dalla prima turbina.

Janss et al. (2001) a Tarifa (Spagna), in uno dei pochi esempi di monitoraggio effettuato pre, durante e post costruzione, pur non avendo rilevato collisioni, evidenzia cambiamenti nell'uso del territorio e nella densità dei nidificanti per sei specie di rapaci, in particolare lo spostamento della nidificazione all'esterno dell'area del parco eolico e l'evitamento dell'area vicina agli aerogeneratori. Meek et al. (1993), in due impianti inshore in Scozia, non rilevano significative variazioni nel numero di coppie nidificanti di diverse specie aquatiche e terrestri, mentre riduzione del numero di nidificanti di *Gavia stellata* sono ritenute conseguenti alle attività di cantiere.

Johnsson et al. (citati in Sternier et al., 2007, pag. 92), presso Buffalo Ridge (Minnesota), hanno ve-

rificato la riduzione dell'utilizzo dell'habitat da parte di 7 specie di prateria su 22, in conseguenza della costruzione dell'impianto.

Per quanto riguarda l'impatto sulla nidificazione Erickson et al. (2002) ritengono che l'interferenza negativa con la nidificazione aumenti al diminuire della distanza dalle turbine nei vecchi impianti, risultando invece non significativa nei moderni impianti. Howell e Noone (citati in Sternér et al., 2007, pag. 92) in California hanno trovato le stesse densità di rapaci nidificanti prima e dopo la costruzione dell'impianto. La stessa conclusione si ha a Zeebrugge (Belgio) per alcuni sternidi (*Sterna hirundo*, *S. sandwicensis* e *S. albifrons*), dove la presenza delle turbine non ha influenzato la densità della colonia (Everaert e Stienen, 2007).

Comportamento e biologia

Secondo alcuni autori, a causa delle diversità comportamentali, il rischio di collisione varia tra le specie (Thelander e Rugge, citati in Sternér et al., 2007, pag. 88). Orloff (citato in Sternér et al., 2007, pag. 88) riporta che il 33% dei rapaci osservati a Tehachapi (California) ed il 39% ad Altamont volano ad altezza turbine; al contrario, Thelander e Rugge (2000) rilevano poche interferenze con l'albanella reale (*Circus cianus*), che vola in prossimità del suolo, il corvo imperiale (*Corvus corax*) e l'avvoltoio collorosso (*Cathartes aura*), che si cibano di carogne al suolo, al di sotto quindi della azione delle pale.

Secondo Orloff e Flanery (citati in Sternér et al., 2007, pag. 88) l'età è un fattore di rischio, perché ad Altamont individui immaturi di aquila reale (*Aquila chrysaetos*) sono soggetti a maggiore probabilità di collisione dovuta forse ad inesperienza. Al contrario, Hunt (citato in Sternér et al., 2007, pag. 88) trovò maggiori mortalità nei subadulti e negli adulti non in riproduzione, dato messo in relazione al fatto che gli adulti in riproduzione non si allontanavano dal sito di nidificazione (generalmente fuori dall'impianto), mentre quelli non in riproduzione passavano molto più tempo ad esplorare il territorio alla ricerca di cibo.

La presenza di prede sembra influenzare il pericolo di collisione dei rapaci. Negli Stati Uniti (Sternér et al., 2007) e in Navarra alcuni impianti mostravano

un impatto maggiore sui rapaci (avvoltoi e nibbi), per la vicinanza di discariche in cui erano presenti carcasse di animali allevati (Lekuona e Ursúa, 2007).

Rapaci e non rapaci

Erickson (1999) riporta che solo il 10,7% dei passeriformi vola ad altezze riconducibili all'area di rotazione delle pale, mentre per i rapaci la percentuale è del 47%. Il minor rischio dei passeriformi a causa del loro volo al di sotto dell'area del rotore è confermato a Buffalo Ridge da Higgins et al. (2007). In Navarra – in un habitat dominato da non rapaci (80,6%) – rapaci e ciconiformi mostrano un rischio di collisione significativamente maggiore dei passeriformi, con i rapaci che rappresentano il 72,8% delle collisioni e in particolare il grifone, che da solo rappresenta il 63,1% (Lekuona e Ursúa, 2007).

Tali dati contrastano con quelli di Erickson et al. (2002), secondo cui i passeriformi sono il gruppo numericamente più esposto alla mortalità da collisione che in generale costituisce l'80% delle perdite, la metà delle quali avviene di notte, sia a carico di residenti che a carico di migratori.

Secondo Higgins et al. (2007) e Lekuona e Ursúa (2007), la stagionalità influenza il pericolo di collisione specifico, con rapaci impattati maggiormente in primavera (marzo-giugno) e in autunno (settembre-novembre), e passeriformi (in particolare migratori notturni) impattati maggiormente nel periodo post-riproduttivo.

Percezione delle pale

Il motivo per cui animali dotati di buona vista, come gli uccelli, o di eco localizzazione, come i chiropteri, subiscono l'impatto dei parchi eolici è ancora oggetto di discussioni. Significative potrebbero essere la difficoltà a percepire strutture aliene al normale contesto. In tal senso le differenze specie-specifiche possono essere ricondotte alle diverse tipologie di visione: focalizzata in un punto per i rapaci, che riduce il campo percettivo, oppure dal cono ottico ampio, ma poco definito, sviluppata da molti uccelli preda (Drewitt e Langston 2008).

Secondo Sternér et al. (2007) la maggior parte degli studi mostra che gli uccelli tenderebbero a pas-

sare sopra o sotto le turbine evitando la collisione. Tali osservazioni sono state confermate a Tarifa (Spagna), dove il 71,2% degli individui voltegianti cambiava direzione al momento della percezione delle pale (De Lucas et al., 2007), a Buffalo Ridge (Minnesota) dove i passeriformi modificano il volo evitando di attraversare l'area del rotore solo quando questo è in funzione (Higgins et al., 2007) e in Olanda, dove le anatre tuffatrici presenti tendono a modificare il volo durante l'avvicinamento evitando la collisione (Dirksen et al., 2007). Secondo Winkelman (1994), reazioni alla presenza delle turbine sono visibili da 100 a 500 metri nei volatori diurni ed entro 20 metri nei volatori notturni. Secondo Dirksen et al. (2007), per questo motivo la maggior parte delle collisioni avviene di notte.

Le specie gregarie, che formano grossi stormi in primavera ed autunno, sembrano più inclini alla collisione, forse a causa della maggiore attenzione agli individui che precedono nello stormo piuttosto che all'ambiente circostante. Inoltre alcune specie sembrano attratte dalla luce che illumina le strutture, che forse vengono utilizzate come indicatori per il volo. Le condizioni atmosferiche influenzano il comportamento degli uccelli. Nebbia, pioggia e neve riducono la visibilità e l'orientamento ponendo i migratori notturni a rischio di collisione (Drewitt e Langston, 2008).

Design e dimensione degli aerogeneratori

Il design e la dimensione degli aerogeneratori è stata oggetto di discussioni e in generale le vecchie turbine a traliccio con travi orizzontali sono ritenute maggiormente impattanti rispetto alle tubulari. Le vecchie torri a traliccio fornirebbero posatoi (per rapaci in particolare) che attirano gli individui (Orloff e Flannery, citati in Sterner et al., 2007, pag. 89), mentre le turbine tubulari di grandi dimensioni, avendo un minor numero di giri del rotore (Thelander e Rugge, 2001) ed essendo in minor numero a parità di potenza dell'impianto (Sterner et al., 2007), avrebbero un effetto barriera inferiore.

In realtà, analizzando in dettaglio la mortalità da collisione per tipologia di turbina i dati sono ancora contrastanti. Erickson et al. (2002) sostengono

che nei moderni aerogeneratori la mortalità dei rapaci è generalmente molto bassa ($0\text{--}0,4 \text{ rapaci aer.}^{-1} \text{ a}^{-1}$) rispetto ai vecchi generatori di Altamont. Al contrario, Thelander e Rugge (2000) ritengono che anche le strutture tubulari presentino un elevato rischio e secondo Everaert e Kuijken (2007) le turbine di grande taglia (oltre 1,5 MW) hanno probabilità di impatto uguali o maggiori, perché la taglia della turbina è proporzionale alla superficie del rotore e alla probabilità di collisione (Sterner et al., 2007).

Analisi del comportamento dei rapaci indicano che alcune specie sono maggiormente a rischio con pale alte dal suolo, mentre si verifica il contrario per altre specie.

Thelander et al. (2001) rilevarono ad Altamont che rotori con il centro a 24 metri dal suolo impattavano maggiormente su falco coda rossa (*Buteo jamaicensis*), aquila reale (*Aquila chrysaetos*), gheppio americano (*Falco sparverius*), civetta delle tane (*Athene cunicularia*) e barbagianni (*Tyto alba*), mentre Hunt (citato in Sterner et al., 2007, pag. 90) trovò, nello stesso sito, che le turbine di minori dimensioni impattavano soprattutto su aquila reale (*Aquila chrysaetos*).

L'impatto sulla chiroterofauna

L'impatto dell'eolico sui chiroteri non è attualmente documentato quanto quello sull'avifauna. Le motivazioni risiedono nella minore attenzione conservazionistica e sulla comune assunzione che i chiroteri usino l'ecolocalizzazione per evitare le turbine. I primi studi riportano impatti sostanzialmente nulli (Erickson et al., 2002), ma è solo dal 2003, quando uno studio in Nord America stimò la morte di 1.400-4.000 individui presso un impianto nel West Virginia, che l'impatto su questo gruppo ha cominciato ad essere estensivamente monitorato (Arnett et al., 2008). Recenti studi hanno messo in luce che l'impatto sui chiroteri potrebbe essere sottostimato perché le metodiche di rilevamento sono generalmente specifiche per l'avifauna (in particolare grandi rapaci) e molto probabilmente non consentono il corretto rilevamento di carcasse di chiroteri (Johnson, 2004; Sterner et al., 2007). Infatti, un recente studio in Navar-

ra mostra che i chiroteri rappresentano il 5% delle collisioni totali (Lekuona e Ursùa, 2007).

Sebbene non sia ancora chiaro se l'eolico ha una influenza significativa sulle popolazioni di chiroteri, da studi recenti si possono individuare alcuni pattern. Le specie maggiormente impattate appartengono ai generi *Lasiusurus* in Nord America e *Nyctalus* e *Pipistrellus* in Europa, e la mortalità è soprattutto a carico di adulti, il che rigetta l'ipotesi che il pericolo di collisione sia soprattutto conseguenza di inesperienza giovanile (Arnett et al., 2008). Sia in Nord America che in Europa, la mortalità è decisamente maggiore su individui in migrazione e il periodo di maggiore impatto va da metà estate all'autunno (Arnett et al., 2008; Erickson et al., 2002; Lekuona e Ursùa, 2007; Strickland et al., 2000). Tale dato è in linea con i rilevamenti di collisioni di chiroteri con altre strutture antropiche ed è probabilmente legato all'aumento dell'attività esplorativa degli individui prima e durante la migrazione. Il tasso di mortalità risulta inversamente proporzionale alla velocità del vento ed è anche in relazione a condizioni meteo, in particolare con la presenza di fronti. Non sembrano esserci correlazioni positive tra la mortalità e variabili locali quali l'habitat o la posizione delle singole turbine, ma le collisioni tendono a distribuirsi su tutte le turbine dell'impianto. La sincronia di mortalità tra impianti distanti (Pennsylvania e West Virginia) fà supporre che le collisioni siano in relazione a variabili a scala regionale, come le condizioni meteo e la disponibilità di insetti (Arnett et al., 2008).

L'ecolocalizzazione dei chiroteri e la capacità di evitamento

L'efficienza della ecolocalizzazione deve ancora essere verificata nel rapporto con l'eolico. L'opinione che i chiroteri siano in grado di evitare le turbine potrebbe non essere corretta, dato che l'utilizzo dell'ecolocalizzazione durante la migrazione è poco conosciuto (Horn et al., 2008) e forse per motivi energetici l'ecolocalizzazione sarebbe poco utilizzata durante la migrazione (Keeley et al., 2001). Le attuali conoscenze basate su recenti immagini ad infrarossi indicano da un lato, che i chiroteri sembrano in grado di evitare, spesso con

successo, la pale rotanti, dall'altro che le turbine con pale in movimento a bassa velocità sembrano attratti per i chiroteri (Horn et al., 2008). Diverse sono le ipotesi, e tra queste il fatto che le specie boschive potrebbero percepire gli aerogeneratori come possibili *roost*, che le pale potrebbero essere scambiate per prede in movimento, potrebbero produrre rumori "interessanti" o che più semplicemente la struttura potrebbe suscitare curiosità e indurre un atteggiamento perlustrativo (Arnett et al., 2008). Un'altra ipotesi riguarda la possibilità che l'elevata mortalità di chiroteri boschivi migratori contro turbine o altre strutture antropiche sia conseguenza dei tipici atteggiamenti riproduttivi di massa (*flocking*) e che le strutture elevate sul territorio rappresentino dei *land mark* dove incontrarsi durante la migrazione.

Mitigazioni

Johnson et al. (2007) identificano le seguenti tecnologie di riduzione del rischio di mortalità: localizzazione del sito, colorazione delle pale (anche con vernici UV riflettenti), torri tubolari e strumenti disuasori di sosta, turbine di grandi dimensioni, sagome artificiali, strumenti di disturbo acustico o visivo, modifica dell'habitat e riduzione della densità delle prede per i rapaci.

Secondo Osborn et al. (1998) l'utilizzo dei moderni modelli tubolari di turbine (che non forniscono posatoi per l'avifauna) sono già una forma di mitigazione, ma la differenza di impatto tra i vecchi modelli a traliccio e i nuovi tubolari, come si è sopra analizzato, non è uniformemente condivisa. McIsaac (2001) ha dimostrato che bande colorate trasversali sulle pale vengono avvertite dai rapaci a maggior distanza. Hodos et al. (2001) affermano che, colorando una sola delle tre pale di nero e lasciando le altre due bianche, si riduce l'effetto motion smear (l'effetto che fa percepire come statico un corpo in movimento, per la permanenza dell'immagine sulla retina) e gli uccelli percepiscono meglio il rischio. Va però ricordato che la modifica della percezione delle turbine può confluire con le norme sulla navigazione aerea o con le indicazioni locali in materia di tutela del paesaggio. Le luci stroboscopiche rosse (raccomandate dalla

Federal Aviation Administration americana) non sembrano influenzare il tasso di mortalità (Arnett et al., 2008); peraltro, l'illuminazione delle torri potrebbe essere un fattore di impatto negativo per migratori notturni, attirati dalle luci soprattutto in condizioni di scarsa visibilità (Drewitt e Langston, 2008).

Una forma di mitigazione comprende la modifica degli habitat presenti nell'area di progetto, in modo da scoraggiare la presenza delle specie potenzialmente a rischio (Johnson et al., 2007). Se l'intento è, ad esempio, quello di preservare specie di rapaci che cacciano in ambienti aperti, potrebbe essere opportuno provvedere alla piantumazione di arbusti nelle immediate vicinanze delle turbine al fine di limitare la densità di roditori e la loro contattabilità, e di conseguenza diminuire l'interesse di rapaci per l'area di progetto. Tali modifiche di habitat vanno attentamente valutate perché possono essere in conflitto con la tutela degli habitat stessi e con la tutela del paesaggio, possono attirare specie eventualmente di maggiore interesse conservazionistico e devono quindi essere progettate in modo da prevedere una riduzione del rischio di collisione assieme all'aumento complessivo della qualità ambientale.

Discussioni e conclusioni

Prendendo il tasso di collisione (individui per turbina per anno) come parametro di confronto, si può vedere che la mortalità negli studi analizzati va generalmente da 0 ad alcuni individui per turbina per anno. Tale parametro, però, è molto generico e può essere utile per comparare impatti di progetti in aree diverse, in quanto presenta un rischio di sottovalutazione specie-specifico. I rapaci (quand'anche non appartenenti a specie protette) sono per loro ecologia poco abbondanti, hanno tassi riproduttivi bassi, per cui lo stesso tasso di collisione su un rapace di interesse conservazionistico rispetto a un passeriforme antropofilo ha un impatto significativamente più elevato sulla componente avifauna. Altrettanto importante è la dimensione del progetto, perché un basso tasso di mortalità in un parco eolico di grandi dimensioni può comunque comportare valori cu-

mulativi significativi. Sebbene i tassi di mortalità ad Altamont siano bassi ($0,048 \text{ ind. aer}^{-1} \text{ a}^{-1}$), l'elevato numero di aerogeneratori (circa 5.400) comporterebbe una mortalità di circa 1.000 uccelli l'anno, il 50% dei quali apparterebbe a specie di rapaci di interesse conservazionistico (Sterner et al., 2007; Thelander e Rugge, 2001; Hunt, citato in Sterner et al., 2007, pag. 87). A complicare la ricerca di pattern c'è il fatto che non risulta sempre chiaro fino a che punto un impatto sugli individui si ripercuote negativamente anche sulle popolazioni. Una ricerca ad Altamont su un area di 30 km ha trovato elevati tassi di collisioni di aquila reale, ma anche una tra le maggiori densità riproduttive del mondo, perché il mantenimento della popolazione veniva garantito dalla immigrazione (Drewitt e Langston, 2008; Hunt, 2002; Hunt e Hunt, 2006).

Ampliando la prospettiva e considerando un maggior numero di cause di mortalità antropica, secondo Erickson et al. (2005) l'eolico rappresenta lo 0,01% della mortalità antropica di avifauna: un valore comparabile con l'impatto da aeromobili e decisamente inferiore ad altre cause antropiche come torri per radiocomunicazioni (0,5%), pesticidi (7%), veicoli (8,5%), gatti (10,6%), elettrodotti (13,7%) e finestre di palazzi (58,2%). Tali dati minimizzano l'impatto dell'eolico rispetto ad altre cause antropiche sulle quali vi è una bassa percezione e una consolidata disponibilità sociale (es. tralicci ed elettrodotti, gatti domestici o autovetture) o per le quali ben poco può essere fatto (edifici).

Sebbene il lavoro di Erickson et al. (2005) rappresenti un'analisi parziale e grossolana, è evidente che il complesso dei dati presentati non permette generalizzazioni conclusive in merito agli impatti dell'eolico sulla fauna alata. I fattori in gioco comprendono la tipologia e il layout degli impianti rispetto all'orografia del territorio, la localizzazione rispetto ad aree di interesse conservazionistico, le specie presenti, la loro biologia, ecologia ed etologia specifiche, l'abbondanza degli individui e delle loro prede, l'uso puntiforme del territorio. Tali fattori agiscono in sinergia e rendono praticamente impossibile prevedere l'interferenza di un progetto con la fauna presente.

In questo contesto di naturale scientifica incertez-

za, i dati dei singoli studi vengono strumentalmente utilizzati dai sostenitori o dai detrattori dell'eolico. Tale atteggiamento, assieme ad una legislazione nazionale insufficiente e ad una legislazione regionale eccessiva, complica il lavoro degli operatori di settore e rende sia lo sviluppo dell'eolico sia la valutazione degli impatti molto ardua.

Nell'ultimo decennio sono state proposte metodologie di studio e di previsione degli effetti dell'eolico sulla fauna (Anderson et al., 1999; Percival, 2007, Strickland et al., 2007), le quali tendono però ad essere utilizzate a livello di ricerca e raramente vengono seguite in piani di monitoraggio propedeutici a Studi di Impatto Ambientale (SIA). Infatti, il monitoraggio ante operam non è obbligatorio per legge, inoltre il SIA è a cura e spese del proponente, il quale tende ovviamente ad evitare spese aggiuntive a meno che non venga esplicitamente richiesto dalla amministrazione competente. Tali fattori comportano automaticamente una strutturale carenza di dati per la componente fauna alata, e i redattori di SIA solitamente valutano le possibili interferenze sulla base di considerazioni ragionevoli: il tasso di mortalità potenziale viene ricavato da bibliografie su aree ecologicamente simili, ma spesso molto lontane, e viene messo in relazione con una ipotetica qualità ambientale dell'area di progetto, ricavata da bibliografie ad area vasta o dalla potenzialità faunistica della vegetazione presente.

Negli ultimi anni molte Regioni si sono dotate di linee guida per l'inserimento dell'eolico nel proprio territorio; alcune di queste (Piemonte con DGR 20/11717/2009, Liguria con LR 38/1998 revisione 2008 e Basilicata con DGR 720/2009) hanno inserito modalità di monitoraggio ante e post operam molto puntuali, il che dimostra una maggior sensibilità al problema della carenza di dati. Nelle more dell'uscita delle linee guida nazionali, previste dal D.Lgs 387/2003, art. 12 comma 10 e attualmente in bozza, diverse Regioni hanno emanato piani, regolamenti e leggi, finalizzati alla tutela delle aree protette (parchi, riserve, vincoli paesaggistici o architettonici ecc.) e l'Abruzzo (con DGR 754/2007) si è spinto ad individuare aree di rispetto per l'orso marsicano, un mammifero terrestre di grandi dimensioni che non ha alcuna possi-

bilità di entrare nel rotore in movimento e per il quale è stato evidentemente invocato il principio di precauzione. Ma in assenza di prove scientifiche che permettano l'individuazione a priori di un impatto su una determinata componente ambientale (paesaggio, fauna, vegetazione ecc.), e in un contesto di impegno nazionale alla proliferazione delle rinnovabili assunto in sede europea e con accordi internazionali, le limitazioni previste dalle norme regionali sono state in alcuni casi impugnate. La Corte Costituzionale riconosce, con sentenza n. 166/2009, che le Linee Guida per l'autorizzazione agli impianti da fonti rinnovabili nel rispetto delle norme in materia ambientale, previste dall'art. 12, comma 10, del D.Lgs. n. 387 del 2003 sono espressione della competenza statale in materia di tutela dell'ambiente. Inoltre nella medesima sentenza (in merito all'art. 6 della LR Basilicata 9/2007) la Corte Costituzionale dichiara l'illegittimità costituzionale nei casi in cui le Regioni provvedano autonomamente alla individuazione di criteri per il corretto inserimento nel paesaggio degli impianti alimentati da fonti di energia alternativa, proprio in considerazione del preminente interesse di tutela ambientale perseguito dalla disposizione statale. Più specificamente in materia di tutela di habitat e specie, il TAR Puglia, con sentenza 2128/2008, ha dichiarato illegittimo il Regolamento Regionale nella parte in cui sono ritenute non idonee le aree pSIC e ZPS per la localizzazione degli aerogeneratori. Tale divieto è in contrasto con l'art. 5 del DPR 357/1997, il quale, per tutti gli interventi che possono avere una interferenza sulle specie e gli habitat presenti nel SIC/ZPS, prevede non già una mera esclusione generalizzata ed aprioristica, bensì l'assoggettamento alla procedura di valutazione di incidenza ambientale. La mancanza di linee guida nazionali, sebbene previste dal D.Lgs 387/2003, ha determinato una proliferazione non coordinata delle norme locali. Tale situazione contrasta con il concetto giuridico di tutela ambientale, di competenza esclusiva dello Stato ai sensi dell'art. 117 della Costituzione; inoltre, l'incertezza normativa e scientifica vanifica i business plan soprattutto di grandi investitori che si spostano ad area sovraregionale e complica la corretta redazione degli studi di impatto am-

bientale. Se per un investitore l'ostacolo principale viene dalla incertezza normativa, per il settore valutazione ambientale la difficoltà maggiore deriva dal fatto che si è puntato più a individuare aree locali aprioristicamente non idonee che a cercare di sviluppare parametri e criteri nazionali per la realizzazione dei monitoraggi ante operam e per la ricerca degli indicatori per l'analisi degli impatti. L'emanazione delle linee guida non sarà certo la soluzione definitiva alla difficoltà valutativa degli impatti sulla fauna alata (che come abbiamo visto è intrinseca a questa

componente ambientale), ma certamente contribuirà a stabilire uno standard di richieste iniziali alle quali i redattori di SIA dovranno uniformarsi. Inoltre, si spera, esse permetteranno una maggiore uniformità nel livello di approfondimento del quadro ambientale iniziale dei SIA, producendo dati analizzabili contemporaneamente a larga scala dalla comunità scientifica.

Ringraziamenti

Si ringrazia il dott. Flavio Bruno per la revisione critica della parte normativa.

Bibliografia

- [1] Anderson, R., Morrison, M., Sinclair, K., Strickland, D. (1999). *Studying wind energy/bird interactions: a guidance document*. Report Avian Subcommittee and National Wind Coordinating Committee. 88 pp.
- [2] Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fielder, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O'Connel, T.J., Piorkowski, M.D., Tankersley, R.D. 2008. *Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America*. Journal of wildlife management, 72 (1): 61-78.
- [3] Benner J.H.B., Berkhuizen J.C., de Graaff R.J., Postma A.D., 1993 - *Impact of the wind turbines on birdlife*. Final report n° 9247. Consultants on Energy and the Environment. Rotterdam, The Netherlands.
- [4] De Lucas M., J. Guyonne, M. Ferrer 2007. *Wind farm effects in the Strait of Gibraltar*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation, 219-227.
- [5] Dirksen S., A.L. Spaans, J. van Der Winden. 2007. *Wind farm effects in the Strait of Gibraltar*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation, 201-218.
- [6] Drewitt A., R. Langston, 2008. *Collision effects of wind power generators and other obstacles on birds*. Ann. N.Y. Acad. Sci. 1134:233-266.
- [7] Erickson W.P., Johnson G.D., Strickland M.D., Kronner K., Becker P.S., Orloff s. 1999. *Avian use and behavior at the CARES Wind Plant site*, Klickitat County, Washington. Report submitted to the National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. 75 pp.
- [8] Erickson W.P., Johnson G.D., Strickland M.D., Young D.P. Jr., Sernka K.J., Good R.E., 2001. *Avian collision 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. 62 pp. <http://www.nationalwind.org/publications/avian.htm>
- [9] Erickson W., G. Johnson, D. Young, D. Strickland, R. Good, M. Bourassa, K. Bay, K. Sernka, 2002. *Synthesis and comparison of baseline avian and bat use, raptor nesting and mortality information from proposed and existing wind developments*. West Inc. <http://www.nationalwind.org/publications/avian.htm>
- [10] Erickson W., G. Johnson, D. Young, 2005. *A summary of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions*. USDA Forest Services Gen. Tech. PSW-GRT-191.
- [11] Everaert, J., Kuijken, E. (2007). *Wind turbines and birds in Flanders (Belgium)*. <http://www.windaction.org/documents/11725>
- [12] Everaert, J., Stienen, E. (2007). *Impact of a wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium)*. Biodiversity Conservation, 16: 3345-3359.
- [13] Follestad, A., O. Reitan, T. Nygård, et al. 2007. *Vindkraft og fugl på Smøla 2003–2006*. NINA Rapport 248. Trondheim.
- [14] Higgins, K., Osborn, R.G., Naugle, D.E. (2007). *Effects of wind turbines on birds and bats in Southwestern Minnesota, USA*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation, 81-100.
- [15] Hodos W., A. Potocki, T. Storm and M. Gaffney. 2001. *Reduction of Motion Smear to reduce avian collision with Wind Turbines*. In Schwartz S.S. (Ed.), Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting IV. May 16-17, 2000, Carmel, California, 88-104. <http://www.nationalwind.org>
- [16] Horn J., E. Arnett e T. Kunz, 2008. *Behavioural responses of bats to operating wind turbines*. Journal of Wildlife Management 72:123-132.

- [17] Hunt W., 2000. *Continuing Studies of Golden Eagles at Altamont Pass*. Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting IV. May 16-17, 2000, Carmel, California. <http://www.nationalwind.org/publications/avian.htm>
- [18] Hunt W., 2002. *Golden eagle in a perilous landscape: Predicting the effects of migration for energy-related mortality*. California Energy Commission Report P500-02-043F. In Drewitt e Langston (2008).
- [19] Hunt W., T. Hunt, 2006. *The trend of golden eagle territory occupancy in the vicinity of the Altamont Pass Wind Resource Area: 2005 survey*. California Energy Commission Public Interest Energy Resarch Final Project Report CEC-500-2006-056. In Drewitt e Langston (2008).
- [20] Kochert, M., K. Steenhof, C. McIntyre, E. Craig. 2002. *Golden Eagle (Aquila chrysaetos)*. Pp. 1-44 in A. Poole, F. Gill, eds. *The Birds of North America*, Vol. 684. Philadelphia: The Birds of North America.
- [21] Janss G., 1998. *Bird Behavior In and Near Wind Farm at Tarifa, Spain: Management Consideration*. Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting III. May, 1998, San Diego, California. http://www.nationalwind.org/publications/avian/avian98/15-Janss-Tarifa_Spain.pdf
- [22] Janss G., A. Lazo, J.M. Baqués, and M. Ferrer. *Some Evidence of Changes in Use of Space by Raptors as a Result of the Construction of a Wind Farm*. Atti del 4th Eurasian Congress on Raptors. Settembre, 25-29, 2001. Seville, Spain.
- [23] Johnson G., 2004. *Overview of Available Bat Mortality Studies at Wind Energy projects*. National Avian-Wind Power Planning Meeting V. November 2004. <http://www.nationalwind.org/publications/avian/avian04/default.htm>
- [24] Johnson G., Strickland M.D., Erickson W.P., Young D.P. 2007. *Use of data to develop mitigation measures for wind power development impacts to birds*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. pp. 242-275.
- [25] Keeley B., Ugoretz S., Strickland D. 2001. *Bat Ecology and Wind Turbine Considerations*. In Schwartz S.S. (Ed.), Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting IV. May 16-17, 2000, Carmel, California, 135-141. <http://www.nationalwind.org>
- [26] Leddy K.L., K.F. Higgins, and D.E. Naugle 1997. *Effects of Wind Turbines on Upland Nesting Birds in Conservation reserve program Grasslands*. Wilson Bulletin 111 (1) 100-104 pp.
- [27] Lekuona J.M., C. Ursúa 2007. *Avian mortality in wind power plants in Navarra (Northern Spain)*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation, 177-192.
- [28] McIsaac H. 2001. *Raptor acuity and wind turbine blade conspicuity*. In Schwartz S.S. (Ed.), Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting IV. May 16-17, 2000, Carmel, California, 59-87. <http://www.nationalwind.org>
- [29] Meek E. R., Ribbands J. B., Christer W. G., Davy, P. R., Higginson I., 1993. *The effects of aerogenerators on moorland bird populations in the Orkney Islands, Scotland*. Bird Study 40:140- 143. RSPB, Orkney Office, Smyril, Stenness, Orkney, United Kingdom. (Abstract) <http://www.nrel.gov/wind/avian.html>
- [30] Musters C., M. Noordeeviel, W. Ter Keurs. 1996. *Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary*. Bird Study 43, pp. 124-126.
- [31] Osborn R.C., Dieter C.D., Higgins K.F., Usgaard R.E. 1998. *Bird Flight Characteristics Near Wind Turbines in Minnesota*. American Midland Naturalist 139:29-38
- [32] Percival, S.M. 1999. *Birds and wind turbines: can they live together?*. Wind Directions, Apr. 1999, pp.18-20.
- [33] Percival S.M. 2007. *Predicting the effects of wind farms on birds in the UK: the development of an objective assessment method*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. pp. 137-152.
- [34] Sterner D., Orloff S., Spiegel L. (2007). *Wind turbine collision research in the United States*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. pp. 81-100.
- [35] Strickland D., W. Erickson, D. Young, G. Johnson 2000. *Avian Studies at Wind Plants Located at Buffalo Ridge, Minnesota and Vansycle Ridge, Oregon*. Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting IV. May 16-17, 2000, Carmel, California. <http://www.nationalwind.org>
- [36] Strickland D., G. Johnson, W. Erickson, K. Kronner, 2007. *Selecting study designs to evaluate the effect of windpower on birds*. In: de Lucas, M. et al. (Ed.) (2007). Birds and wind farms: risk assessment and mitigation. pp. 117-136.
- [37] Thelander G.C., L. Rugge. 2001. *Examining relationships between birds risk behaviours and fatalities at Altamont Wind Resource Area: a second year's progress report*. In Schwartz S.S. (Ed.), Proceedings of national Avian-Wind Power Planning Meeting IV. May 16-17, 2000, Carmel, California, 5-14. <http://www.nationalwind.org>
- [38] Thelander G.C., S. Smallwood, L. Rugge. 2001. *Bird risk behaviour and fatalities at the Altamont Wind Resource Area – a progress report*. Proceedings of the American Wind Energy Association, Washington D.C. 16 pp.
- [39] Winkelman J.E., 1994. *Bird/wind turbine investigations in Europe*. In "Avian mortalità at wind plants past and ongoing research". National Avian-Wind Power Planning Meeting Proceedings 1994. <http://www.nationalwind.org/publications/avian>