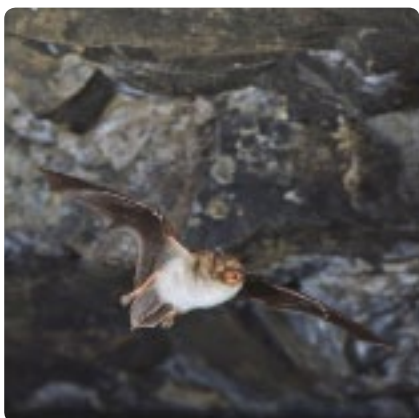


Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss

En syntesrapport

JENS RYDELL, HENRI ENGSTRÖM, ANDERS HEDENSTRÖM,
JESPER KYED LARSEN, JAN PETTERSSON & MARTIN GREEN

RAPPORT 6467 • NOVEMBER 2011



Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss – Syntesrapport

Jens Rydell¹, Henri Engström², Anders Hedenström¹, Jesper Kyed Larsen³,
Jan Pettersson⁴ & Martin Green¹

¹ Biologiska institutionen, Lunds universitet

² Sveriges Ornitologiska Förening/ Evolutionsbiologiskt Centrum,
Uppsala Universitet

³ Vattenfall Wind Power, Fredericia, Danmark

⁴ JP Fågelvind, Färjestaden

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6467-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2011

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Jens Rydell (vattenfladdermus och vindkraftverk) och
Anders Hedenström (tornseglare)



Förord

Det finns ett stort behov av kunskap om hur vindkraft påverkar människor och landskap, marin miljö, fåglar, fladdermöss och andra däggdjur. I tidigare studier av vindkraftsanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av de samlade effekterna. Det har varit en brist vid planeringen av nya vindkraftsetableringar.

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och sprida vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Vindvals mandat sträcker sig fram till 2012.

Programmet omfattar omkring 30 enskilda projekt och fyra så kallade syntesarbeten. I syntesarbetena sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra olika områden - människor, fåglar och fladdermöss, marint liv samt landlevande däggdjur. Resultaten ska ge underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och planerings- och tillståndprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

För att säkra kvalitén på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapportering och publicering av projektens resultat.

Denna rapport är resultatet från syntesprojektet kring vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss. Rapporten har skrivits av Jens Rydell, Lunds Universitet, Henri Engström, Sveriges Ornitologiska Förening, Uppsala Universitet, Anders Hedenström, Lunds Universitet, Jesper Kyed Larsen, Vattenfall, Jan Pettersson, JP Fågelvind och Martin Green, Lunds Universitet. Martin Green har varit projektledare för syntesprojektet. Skribenterna svarar för innehållet i rapporten. Projektet har pågått från februari 2009 till september 2011.

Vindval i Oktober 2011

Sammanfattning

- Vindkraften står av allt att döma inför en kraftig utbyggnad och det är antagligen ofrånkomligt att fåglar och fladdermöss kommer att dödas eller på annat sätt påverkas negativt av vindkraftverk i framtiden. Vi menar dock att planeringsramen (30 TWh fram till 2020) inte står i konflikt med att livskraftiga bestånd av fåglar och fladdermöss bevaras. Riskerna för negativ påverkan går att begränsa betydligt med hjälp av planering och samarbete och genom att använda den kunskap som redan finns. Det finns å andra sidan också betydande kunskapsluckor som behöver fyllas för att ytterligare minska osäkerheten vid kommande vindkraftsprojekt.
- Vi har gått igenom den litteratur som behandlar effekter av vindkraft på fåglar och fladdermöss i Europa och Nordamerika. Resultatet har analyserats med avseende på arter och grupper av arter, deras förekomst och beteende samt vindkraftsparkernas och vindkraftverkens placering och storlek. Effekterna kan vara antingen direkta, genom att djuren dödas, eller indirekta, genom att deras livsmiljö förändras eller blir oattraktiv i samband med etablering eller drift av vindkraftverk. De indirekta effekterna bedöms generellt som små när det gäller fladdermöss, men de är förmodligen de viktigaste när det gäller fåglar. I det här arbetet har vi inte studerat effekter som beror på dragning av kraftledningar, materialutvinning, ändrad hydrologi och liknande.
- Ett vindkraftverk i Europa och Nordamerika dödar i genomsnitt 2,3 fåglar och 2,9 fladdermöss per år (medianvärden), men variationen är stor (0-60 fåglar och 0-70 fladdermöss) och fördelningen ojämn (bimodal). De flesta verk dödar få eller inga fåglar och fladdermöss, medan några få verk dödar många. Verkens placering i relation till topografi och omgivande miljö i övrigt har avgörande betydelse för hur många fåglar och fladdermöss som riskerar att dödas.
- Den överlägset viktigaste och samtidigt enklaste åtgärden när det gäller att minimera risker för negativa effekter på fåglar och fladdermöss är att identifiera de riskabla lägena och undvika placering av vindkraftverk där. För fåglar sker olyckor i första hand där de koncentreras, som vid våtmarker och vatten, och i höjdlägen som åsryggar och krön. Riskområden för fladdermöss utgörs i första hand av kustlinjer och distinkta höjder. Ledlinjer i landskapet såsom sjöstränder, floder, dalgångar och större vägar, och i mindre skala även alléer, skogsbryn, stenmurar och liknande, bör också betraktas som risklägen. I produktionsskog i flack terräng och på öppen jordbruksmark är påverkan oftast liten både när det gäller fåglar och fladdermöss.

- Större delen av den framtida vindkraftsutbyggnaden i Sverige kommer antagligen att ske i höjdlägen i barrskogsområden. Detta är generellt inte någon riskabel miljö när det gäller fåglar, men uppgifter från Tyskland och USA visar att vindkraftverk i sådana lägen ibland är mycket farliga för fladdermöss. Det finns emellertid ingen kunskap om hur fladdermöss reagerar på vindkraftverk i höjdlägen i barrskog i Sverige. Detta behöver undersökas snarast.
- Alla flygande fåglar kan i princip tänkas kollidera med vindkraftverk. Rovfåglar, hönsfåglar, måsar, trutar och tärnor kolliderar oftare än vad man kan förvänta med utgångspunkt från deras antal. Fåglar som häckar, rastar eller övervintrar, det vill säga spenderar längre tid inom ett visst område, löper större risk att kollidera med vindkraftverk än de som enbart passerar området under flyttning. Kollisionsfrekvensen i en vindkraftspark minskar vanligen inte med tiden, vilket innebär att fåglar inte lär sig att hantera faran.
- Det finns för närvarande inget som tyder på att den befintliga vindkraften, eller den som ryms i planeringsramen 30 TWh, kommer att påverka beståndet av någon fågelart på nationell nivå. Örnar och andra större rovfåglar samt vissa vadare kan möjligen komma att påverkas lokalt eller regionalt. Det krävs särskild försiktighet i områden där koncentrationer av rovfåglar förekommer och i miljöer med högre tätheter av häckande vadare, det vill säga havsstrandängar, fågelskär samt vissa myrmarker och fjällområden.
- Fåglar, möjligen med undantag för svalor och seglare, attraheras normalt inte till vindkraftverk, utan de snarare undviker eller ignorerar dem. Detta gäller både på land och till havs. Under häckningstiden är störningsavståndet vanligen ringa eller ottydligt, men mer påtagligt för vadare än för andra fåglar. Det är också mer uppenbart under andra årstider och särskilt tydligt när det gäller fåglar som lever i flockar vid vatten (lommar, gäss, änder och vadare). Undvikandet sträcker sig i regel mellan 100 och 500 meter från kraftverket, men för vissa arter (lommar) kan avståndet vara större.
- När det gäller hur vindkraftetablering påverkar tätheten av fåglar lokalt är resultaten inte entydiga, trots att många och noggranna undersökningar har gjorts. Detsamma gäller tillvänjning, det vill säga om störningseffekten av vindkraftverk på fåglar ökar eller minskar med tiden. Det går inte att se några generella mönster. Effekterna tycks snarare variera beroende på fågelart och mellan olika områden.
- Flyttande sjöfåglar undviker som regel att flyga nära vindkraftverk både på dagen och på natten. På dagen ses tydliga förändringar av flygriktningen 1-2 km (ibland 5 km) från vindkraftverk, men på natten förändras flygriktningen först på 0,5-1 km avstånd. Det kan

leda till barriäreffekter och således en förlängning av fåglarnas flygväg förbi parken. Kollisioner med flyttande sjöfåglar vid marina vindkraftsparker är i gengäld mycket få.

- Fladdermöss dödas vid vindkraftverk i samband med att de jagar insekter som ansamlas kring tornen. De omkommer antingen genom direkt kollision med rotorbladen eller genom att de sugs in bakom dem och då drabbas av inre blödningar, som uppstår på grund av tryckfallet. Olyckorna sker oftast (90 procent) under varma nätter med svag vind på sensommaren och hösten (slutet av juli - september) och ibland (10 procent) även på våren (maj - början av juni). På högsommaren och under vinterhalvåret dödas däremot mycket få fladdermöss vid vindkraftverk. Även seglare och svalor dödas när de jagar insekter vid kraftverken, men omfattningen av detta behöver undersökas närmare.
- Olyckor med fladdermöss vid vindkraftverk är förutsägbara med avseende på tidpunkt och väderförhållanden och de sker dessutom under en begränsad del av året (sensommaren). Ingetdera verkar vara fallet när det gäller fåglar, vilka kolliderar året runt utan uppenbar koppling till årstid och väderlek. Denna skillnad mellan fladdermöss och fåglar är grundläggande och gör att de båda djurgrupperna i vindkraftsammanhang behöver hanteras var för sig. Ett vindkraftverk som placerats olämpligt med avseende på fladdermöss bör normalt kunna drivas vidare, förutsatt att man utarbetar ett schema för tillfällig avstängning av verket under vissa perioder då riskerna är som störst. Ett motsvarande schema är svårare att upprätta när det gäller fåglar, eftersom deras kontakt med vindkraftverk, beroende på art och omständigheter, är mer oförutsägbar. I det här fallet är det alltså viktigare att lokaliseringen övervägs noga från början.
- Fladdermöss jagar under vissa förhållanden flyttande eller drivande insekter som bildar lokala svärmar vid vindkraftverk även långt ute till havs. Det har inte gjorts någon undersökning av dödligheten av fladdermöss vid marina vindkraftsparker. Fladdermössens beteende till havs är emellertid likartat det vid landbaserade vindkraftverk, så vi får åtminstone tills vidare utgå ifrån att risken att dödas av vindkraftverk är ungefär densamma till havs som på land.
- Risken att fladdermöss dödas vid vindkraftverk varierar kraftigt mellan olika arter. Många dödas endast i undantagsfall, medan andra är mer utsatta. Högriskarterna är anpassade för jakt på insekter på relativt hög höjd i fria luften och utgörs av stor-, gråskimlig-, nordisk- och dvärgfladdermus samt deras lite ovanligare släktingar Leislers fladdermus, pipistrell och trollfladdermus. De här arterna utgör tillsammans 98 procent av dödsfallen vid vindkraftverk i Europa. Övriga arter, av vilka en del är mycket vanliga, vistas av allt att döma sällan på sådan höjd att de riskerar att kollidera med

rotorbladen. Några arter (exempelvis barbastell) är dock svåra att kategorisera. Att de sällan hittas döda vid vindkraftverk kan i huvudsak bero på att de förekommer med få individer.

- Högre vindkraftverk dödar i genomsnitt fler fladdermöss än lägre verk, men de dödar inte fler fåglar (utom vissa rovfåglar). Modernisering av äldre vindkraftverk, vilket innebär installation av högre, effektivare och färre verk, kommer därför att leda till något minskade risker för fåglar generellt men samtidigt potentiellt ökad risk för fladdermöss och möjligen vissa rovfåglar. I övrigt verkar inte olycksfrekvensen (antal kollisioner per verk) påverkas nämnvärt av verkens konstruktion, belysning och inbördes placering och inte heller av rotorbladens höjd (frigång) över marken eller vindkraftsparkernas storlek (antal verk).
- För att bedöma om den planerade utbyggnaden av vindkraften i Sverige kan komma att påverka antalet fladdermöss på nationell nivå har vi använt en matematisk modell. Demografiska uppgifter om de aktuella arterna från Sverige saknas dock, så vi har använt siffror från Tyskland. Detta gör resultatet av analysen mer osäkert. Analysen visar att det inte kan uteslutas att den planerade utbyggnaden (30 TWh fram till 2020) kan innebära negativa effekter för en del arter i Sverige.
- Sammantaget är risken att fåglar eller fladdermöss dödas av vindkraftverk antagligen liten i förhållande till risken att de omkommer på grund av annan mänsklig påverkan. Olyckor vid vindkraftverk och annan dödlighet slår emellertid ofta helt olika med avseende på arter och åldersgrupper och kan därför inte på förhand avfärdas som obetydlig.
- Det finns en modell (Ahlén 2010a) som kan vara behjälplig vid handläggning av vindkraftärenden. Föreslagna lokaliseringar bedöms som a) högriskläge, där man redan från början kan förutse betydande negativa effekter på fåglar eller fladdermöss, b) osäkert läge, där man inte kan göra någon kvalificerad bedömning utan fältundersökning och/eller kontrollprogram, eller c) lågriskläge, där riskerna bedöms som ringa.
- Vi presenterar förslag om vad som med avseende på fåglar och fladdermöss bör ingå i en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) i samband med vindkraftetableringar och hur inventeringar och kontrollprogram bör utformas. Det är viktigt att dessa utförs på ett standardiserat sätt och att dokumenten så snabbt som möjligt görs allmänt tillgängliga på nätet och därmed blir öppna för diskussion. De här förslagen utgör viktiga kvalitetssäkringar.

Innehåll

A. ALLMÄNT	11
1. INLEDNING	11
2. TACK	14
B. FÅGLAR	15
1. INLEDNING	15
2. METODER	16
2.1. Litteraturgenomgång	16
2.2. Litteratursökning	16
2.3. Bedömning av artiklar	17
2.4. Analysmetoder	17
2.5. Förekomst av fåglar i Sverige – sammanställning av data	18
3. FÖREKOMST AV FÅGLAR I SVERIGE	21
4. VINDKRAFTENS POTENTIELLA EFFEKTER PÅ FÅGLAR	23
4.1. Vilka effekter kan väntas?	23
4.2. Kollisioner	23
4.3. Habitatförluster	24
4.4. Barriäreffekter	25
5. VINDKRAFTENS EFFEKTER PÅ FÅGLAR	26
5.1. Kollisioner mellan fåglar och vindkraftverk	26
5.1.1. Kollisionsfrekvenser vid vindkraftverk i Europa och Nordamerika	26
5.1.2. Betydelsen av vindkraftverkens och parkernas utförande	26
5.1.3. Betydelsen av miljön runt omkring	30
5.1.4. Fördelning mellan arter	31
5.1.5. Fördelning över året	34
5.1.6. Vädrets inverkan	35
5.1.7. Förändras kollisionsrisken med tiden – tillvänjning?	35
5.1.8. Olycksfrekvenser för rovfåglar	35
5.1.9. Olycksfrekvenser vid vindkraftverk i Sverige	39
5.2. Habitatförluster – störs fåglar av vindkraft?	41
5.3. Barriäreffekter	46
6. VINDKRAFTENS EFFEKTER I PERSPEKTIV	49
7. KÄNSLIGA FÖREKOMSTER AV FÅGLAR – HJÄLP VID PLANERING	51
7.1. Häckande rovfåglar	51
7.1.1. Röd glada, havsörn och kungsörn	52
7.2. Häckande skogshöns och ripor	55

7.3. Häckande vadare	56
7.4. Större koncentrationer av fåglar	58
7.4.1. Länsvisa kartor över lokaler med större koncentrationer av fåglar	59
7.4.2. Koncentrationer av havsörn och kungsörn	62
8. ÅTGÄRDER FÖR ATT MINIMERA NEGATIV PÅVERKAN	64
8.1. Innan utbyggnaden – val av plats	64
8.2. Buffertzoner	65
8.3. Några generella rekommendationer och synpunkter	66
8.4. Åtgärder i efterhand	67
9. ATT TÄNKA PÅ INFÖR TILLSTÅNDSGIVNING	69
9.1. Artskyddsförordningen	69
9.2. En modell för tidig handläggning och planering	70
9.3. Inventeringens innehåll, upplägg och genomförande	71
10. LITTERATUR – FÅGLAR OCH VINDKRAFT	73
C. FLADDERMÖSS	93
1. INLEDNING	93
2. METODER	95
2.1. Litteraturgenomgång	95
2.2. Litteratursökning och bedömning av artiklars relevans	95
2.3. Begränsningar i materialet	96
2.4. Analys	97
3. FÖREKOMST AV FLADDERMÖSS I SVERIGE	99
4. VINDKRAFTVERKENS EFFEKTER PÅ FLADDERMÖSS	101
4.1. Olycksfrekvenser vid vindkraftverk i Europa och Nordamerika	101
4.2. Olycksfrekvenser vid vindkraftverk i Sverige	104
4.3. Fördelning mellan arter	106
4.4. Fördelning mellan kön och åldersklasser	109
4.5. Fördelning över året	109
4.6. Fladdermössens beteende vid vindkraftverk	111
4.7. Vädrets inverkan	112
4.8. Dödsorsaker	113
4.9. Andra tänkbara effekter	113
5. EKOLOGISKA SAMBAND	116
5.1. Varför fladdermöss attraheras till vindkraftverk – en hypotetisk förklaring	116
5.2. Några andra hypoteser	117
6. VINDKRAFTENS EFFEKTER I PERSPEKTIV	120
6.1. Jämförelse med trafikdöd	120

7. VINDKRAFTENS EFFEKT PÅ POPULATIONSNIVÅ	122
7.1. En enkel populationsekologisk modell	122
7.2. Slutsatser från populationsmodellen	127
8. ÅTGÄRDER FÖR ATT MINIMERA DÖDLIGHETEN	128
8.1. Innan utbyggnaden – undvik riskabla lägen	128
8.2. Efteråt – tillfällig avstängning	129
9. ATT TÄNKA PÅ INFÖR TILLSTÅNDSGIVNING	132
9.1. Vad lagar och konventioner säger	132
9.2. En modell för handläggning och planering	133
9.3. Inventeringens innehåll	134
9.4. Kontrollprogrammets utformning	135
9.5. Kommentarer	137
9.6. Rapporternas tillgänglighet	137
10. BEHOV AV NY KUNSKAP – FORSKNING	139
10.1. Effekter av vindkraftverk i ”nya” miljöer	139
10.2. Strategier för tillfällig avstängning av vindkraftverk	140
10.3. Betydelse av vindkraftverkens konstruktion och färg	140
10.4. Fladdermössens populationsdynamik och flyttvägar	141
11. LITTERATUR – FLADDERMÖSS OCH VINDKRAFT	142

A. Allmänt

1. Inledning

Utbyggnaden av vindkraft ökar för närvarande kraftigt i Sverige liksom i många andra länder som en del av omställningen till grön energiproduktion och krav på minskade CO₂-utsläpp. Under 2010 var utbyggnadstakten i Sverige den snabbaste hittills. Vi har nu (maj 2011) 1661 vindkraftverk med en installerad effekt av 2018 MW. Produktionen av el uppgick 2010 till 3,5 TWh, vilket är en ökning med hela 42 procent jämfört med året innan. Vindkraftverken görs samtidigt större och större, så elproduktionen ökar därför betydligt snabbare än antalet kraftverk. Vindkraften står nu för 2,4 procent av den totala nettoproduktionen av el i Sverige (www.energimyndigheten.se).

Fördelningen av vindkraftverk över landet är ännu så länge ojämn med de flesta i södra Sverige. Tätast står de i Skåne och på Gotland. Under de senaste åren har emellertid en hel del vindkraftverk byggts även i norr, framför allt i Jämtland och södra Lappland. Den här trenden, med ökad utbyggnad i barrskogsområden i mellersta och norra delen av landet fortsätter och vindkraftverk kommer med all säkerhet att byggas i de flesta landsändar så småningom. Sammantaget tyder det mesta på att vindkraftens andel av elproduktionen i Sverige kommer att öka kraftigt (www.energimyndigheten.se).



Fig. A1. Exempel på vindkraftverk på en plats med förhöjd kollisionrisk för fåglar och fladdermöss, i det här fallet vid kusten på norra Öland. Vid fotograferingstillfället hittades kadaver av en knölsvan och en stor fladdermus. Foto Ingemar Ahlén.

Sverige var inte bland de länder som var först med att mer storskaligt inleda utbyggnad av vindkraft. I exempelvis Danmark och Spanien påbörjades utbyggnaden betydligt tidigare. Å andra sidan saknar majoriteten av världens länder fortfarande vindkraftverk. Ett ökande inslag av vindkraftverk i landskapet kommer med andra ord att vara en global företeelse under lång tid framöver. Detsamma gäller de effekter som vindkraftsutbyggnaden ger upphov till. Även om vindkraften allmänt anses miljövänlig jämfört med de flesta andra typer av energiproduktion, så kommer den med all säkerhet, precis som andra storskaliga industriprojekt, att leda till en och annan oönskad effekt på natur och miljö.



Fig. A2. Exempel på vindkraftverk som är placerade på en plats med liten kollisionsrisk för fladdermöss och fåglar. De står på plan mark, på ordentligt avstånd från höjden (Ålleberg) och utanför uppenbara ledlinjer. Bilden är tagen nära Falköping i Västergötland. Foto Jens Rydell.

Samtidigt är det viktigt att framhålla att de flesta vindkraftverk i världen idag drivs utan någon större effekt på fåglar och fladdermöss. För att vindkraften skall bli så miljövänlig som det är tänkt, är det nödvändigt att naturvårdshänsyn vägs in vid planeringen. Man måste först och främst vara omsorgsfull vid val av platser, när man tillåter etablering av vindkraftsparker. Placeringar som leder till hög dödlighet av fåglar och fladdermöss eller förluster av värdefulla naturområden leder otvivelaktigt till konflikter med naturvårdsintressen och antagligen på sikt också till ökat vindkraftmotstånd från allmänheten. Problemen, där de förekommer, beror förvisso på bristande kunskaper i många fall, men de hade kanske ändå kunnat undvikas genom bättre planering och tidiga samråd mellan projektörer, beslutsfattare och sakkunniga. Arbetet som presenteras i den här rapporten är tänkt att underlätta sådant samarbete. Målet är att det skall öka kunskapen hos olika aktörer och beslutsfattare och på så vis medverka till väl avvägda beslut vid kommande vindkraftetableringar.

Rapporten är resultatet av ett uppdrag från Vindval (SNV 20081105) att sammanställa och kritiskt granska och värdera det som hittills (2010) är känt om hur fåglar och fladdermöss påverkas av vindkraft. Det har länge funnits ett uppenbart behov av att förse projektörer, handläggare och beslutsfattare liksom intresseorganisationer och allmänheten med ett vetenskapligt grundat och samtidigt praktiskt användbart underlag som kan användas i olika sammanhang vid hantering av vindkraftärenden. Vårt uppdrag går också ut på att klarlägga vad som är viktigt respektive mindre viktigt i sammanhanget. I den mån det är möjligt, skall vi också bedöma om vindkraften i framtiden, med en förväntad kraftig utbyggnad, kommer att påverka populationerna av fåglar och fladdermöss i Sverige.

Vi hade från början tänkt skriva en rapport där fåglar och fladdermöss behandlas tillsammans. Vi insåg dock rätt snart att problematiken är fundamentalt olika för de båda djurgrupperna. När fåglar och fladdermöss förolyckas vid vindkraftverk sker det vanligen av helt olika anledningar, vilket kräver olika angreppssätt. Vi har därför valt att presentera fåglar och fladdermöss var för sig. Den grundläggande skillnaden är att fladdermöss medvetet vistas nära kraftverken för att fånga insekter, vilka ibland svärmar runt turbinerna. Fåglar, möjligen med undantag av svalor och seglare, attraheras knappast till vindkraftverk av den anledningen. De kolliderar med kraftverkens rotorblad, eller i vissa fall torn, på ett mer slumpmässigt sätt, antingen för att de av någon anledning inte uppfattar faran i tid eller för att de ignorerar den.

2. Tack

Större delen av den inledande litteratursökningen gjordes av Sara Henningsson och en inledande sammanställning av data för fågeldelen gjordes av Janne Dahlén. Tack även till alla som har hjälpt oss att hitta i den bitvis grå litteraturdjungeln, som välvilligt har delat med sig av sina erfarenheter och idéer eller som lämnat synpunkter på det vi har skrivit (eller inte skrivit...); Hans Baagøe, Lothar Bach, Petra Bach, Robert Barclay, Henrick Blank, Per Carlsson, Marie-Jo Dubourg-Savage, Tobias Dürr, Johan Elmberg, Mats Gustafsson, Sofia Gylje Blank, Mikael Henriksson, Malin Hillström, Lars Hydén, Håkan Ignell, Gareth Jones, Nils Lagerkvist, Winston Lancaster, Krister Mild, Alexander Eriksson, Jonas Nordanstig, Torgeir Nygård, Hans Ohlsson, Stefan Pettersson, Luisa Rodrigues, Gustav Tibblin, Ingegärd Widerström och Peter Wredin. Slutligen ett tack till Ingemar Ahlén, som länge har engagerat sig i problematiken kring vindkraft och fåglar/fladdermöss i Sverige och som i hög grad har bidragit till kunskapsbyggnaden på det här området. Han har varit en ovärderlig tillgång under det här uppdraget.

B. Fåglar

1. Inledning

Att fåglar ibland dödas av vindkraftverk uppmärksammades betydligt tidigare än vad som var fallet med fladdermöss (Rogers et al. 1976, 1977, Philips 1979). I takt med ökad utbyggnad i många länder har frågan fått allt större uppmärksamhet. Från början undersöktes mest i vilken omfattning fåglar kolliderar med vindkraftverk, men andra aspekter har senare dykt upp på agendan. Under de senaste tio åren har man exempelvis undersökt störningar på fåglar och förändringar i deras tätheter och beteende i vindkraftnära områden. Flera mer eller mindre omfattande sammanställningar av kunskapen om fåglar och vindkraft har publicerats under årens lopp. Bland dessa rekommenderas särskilt Erickson et al. (2001), Hötker et al. (2006) och Drewitt & Langston (2006, 2008).

Trots att undersökningar pågått under flera årtionden finns ändå åtskilliga frågor om fåglar och vindkraft som är dåligt undersökta. Till viss del beror detta på att det ännu så länge är relativt få typer av miljöer där man byggt vindkraftverk. Kunskapen om fåglar och vindkraft blir dock bättre och bättre och idag finns många generella samband som bör användas vid planering av nya anläggningar. Här sammanfattar vi dagens kunskapsläge (2011). En övergång till produktion av mer förnyelsebar energi är nödvändig, samtidigt som negativa konsekvenser för fågelfaunan i möjligaste mån bör undvikas. Denna sammanställning ska ses som en aktuell bedömning av vindkraftens påverkan på, och risker för, fåglar. Det kommer att finnas behov av att uppdatera den framöver.

2. Metoder

2.1. Litteraturgenomgång

Den här rapporten bygger på kunskap som var tillgänglig 2009 och 2010, det vill säga i skriftliga uppgifter i publicerat eller opublicerat men inte internt eller på annat sätt för oss oåtkomligt material. Många av uppgifterna är hämtade från ”grå litteratur”, alltså rapporter och liknande arbeten som inte publicerats i vetenskapliga tidskrifter. Vi har gått igenom tillgängligt material från Europa och Nordamerika. Ett fåtal studier av fåglar och vindkraft har även genomförts på andra kontinenter, men vi har bedömt dem som mindre relevanta i det här sammanhanget. Den litteratur som vi hänvisar till har bedömts kritiskt som en del av analysen i detta uppdrag. Vi bedömer att vi fått fram den mest relevanta informationen, och att innehållet i rapporten därmed kan anses vara representativt.

Litteratursökningar har genomförts i elektroniska publikationsdatabaser och på Internet. Den resulterande litteratursammanställningen samkördes sedan med en publicerad databas från NINA (Norsk Institutt for Naturforskning; Nygård et al. 2008). Artiklar som hittats genom referenser i artiklar efter färdigställd litteratursökning har inkluderats i litteratursammanställningen. Syntespanelen har sedan fått gå igenom litteraturlistan och komplettera materialet.

2.2. Litteratursökning

Elektroniska databaser och Internet användes för att hitta relevant vetenskaplig och populär samt även ”grå” litteratur. För att finna vetenskapligt publicerade artiklar användes *Web of Knowledge (BIOSIS)* (<http://apps.isiknowledge.com/BIOSIS>) och *Google Scholar* (www.scholar.google.com, Google) som sökmotorer. För fri sökning på Internet användes *Dogpile meta-search* (www.dogpile.com, InfoSpace).

Följande söktermer användes för att hitta litteratur om fåglar och vindkraft:

- bird* AND wind turbine*
- bird* AND windfarm*
- bird* AND wind park*
- bird* AND wind AND turbine*
- bird* AND wind AND farm*
- bird* AND wind AND park*
- bird* AND wind AND installation*
- raptor* AND wind*
- wader* AND wind*
- duck* AND wind*
- swan* AND wind*
- geese AND wind*
- goose AND wind*

I *BIOSIS* genererade “bird* AND wind turbine*” och “bird* AND wind park*” samma resultat som “bird* AND wind AND turbine*” och “bird* AND wind AND park*”. I *Google Scholar* och *Dogpile* genererade de olika söktermerna olika resultat. För att finna svenska artiklar användes söktermen ”fåglar AND vindkraft” i *Dogpile*. Antalet träffar per sökterm i *BIOSIS* och *Dogpile* var så begränsat att alla artiklar granskades, endast artiklar som helt uppenbart behandlade ett helt annat ämne sorterades bort i ett första skede. Övrig litteratur samlades i en litteraturlista i ett Excel-blad för vidare granskning. Sökningarna i *Google Scholar* genererade ett ohanterligt stort antal träffar per sökterm och endast de 50 första artiklarna per sökterm granskades och relevanta artiklar samlades i litteraturlistan. Vid sökningarna i NINAs databas utlämnades artiklar som publicerats före 1995 eftersom vi bedömde dessa som mindre aktuella och sannolikt redan upphittade genom övriga sökningar.

2.3. Bedömning av artiklar

Efter listning av alla artiklar och rapporter gjordes en bedömning av deras relevans. De bedömdes som relevanta för syntesen enbart om de berörde *effekter* på fåglar från vindkraftverk eller vindkraftsetablering. Kriterierna var att artiklar eller rapporter skall: (1) beröra någon fågelart, (2) bygga på en fältundersökning och (3) vara gjord vid färdigbyggda vindkraftverk eller på platser där vindkraftverk börjat byggas. Olika typer av miljökonsekvensbeskrivningar och andra utvärderingar av vindkraftens eventuella påverkan, som gjorts innan man börjat bygga vindkraftverk, har utelämnats. Litteratursammanställningar och andra artiklar som inte innehåller primärdata, men som på annat sätt tillför viktiga uppgifter, har däremot inkluderats i syntesen.

Den systematiska litteraturstudien i *BIOSIS*, *Google Scholar* och *Dogpile* genererade till en början 341 relevanta artiklar. Efter en samkörning med NINA-basen hittades ytterligare 30 relevanta artiklar. Totalt hittades därmed 371 artiklar i det första urvalet. I dessa hittades referenser till ytterligare 26 relevanta artiklar. Efter en noggrannare utvärdering sorterades 173 artiklar bort, och ytterligare 57 fick sorteras bort eftersom de inte gick att hitta i fulltext. Därmed återstod 167 artiklar. Trettiofyra av dessa var sammanfattningar och 39 behandlade policys och metoder som används för att studera effekterna. Detta betyder att vi till slut hade 94 artiklar som uppfyllde samtliga (av oss) uppställda kriterier.

2.4. Analysmetoder

Vi har använt alla tillgängliga undersökningar där man på ett någorlunda systematiskt sätt sökt efter döda fåglar under vindkraftverk (tabellerna 5.1 och 5.2). Metoderna som använts har varierat kraftigt mellan olika undersökningar. Senare undersökningar är generellt sett mer stringent genomförda och med bättre metodik. I vår analys har vi inte tagit hänsyn till att metoderna

varierat en del, och att resultaten inte alltid är riktigt jämförbara fullt ut. Å andra sidan har vi tagit hänsyn till detta när vi formulerat våra slutsatser.

När det gäller kollisioner mellan fåglar och vindkraftverk har vi bara använt resultat från undersökningar där man försökt justera för de tre viktigaste felkällorna på ett eller annat sätt. Dessa felkällor är att:

- a. asätare äter upp eller flyttar kollision döda fåglar innan de hunnit räknas
- b. ingen observatör hittar alla döda fåglar och effektiviteten varierar mellan observatörer
- c. chansen att hitta en död fågel är kraftigt beroende av omständigheterna på platsen, exempelvis växtlighet och ljusförhållanden

Detta innebär att antalet fåglar som omkommer vid ett vindkraftverk är högre än det antal kadaver som påträffas. De värden på beräknad olycksfrekvens som visas i tabell 5.1 och 5.2 har alltså åtminstone i viss mån justerats för ovanstående felkällor. Dessa korrigeringar har gjorts i de ursprungliga rapporterna. Justeringarna är ofta lokalspecifika och ibland omöjliga att göra i efterhand.

När det gäller förändringar i tätheten av fåglar har vi inte kunnat ta hänsyn till att olika metoder använts vid insamlandet av data. En del undersökningar har genomförts med så kallad BACI-design (Before-After-Control-Impact). Detta innebär att man undersöker området innan något vindkraftverk byggs. Därefter genomförs inventeringar med samma metodik under drift av den färdiga anläggningen. Utöver detta krävs som jämförelse också att kontrollområden (referensområden), som inte påverkas av vindkraft, inventeras under samma period. Ytterst få undersökningar har genomförts med detta upplägg. Istället varierar insatserna kraftigt. I det material vi gått igenom återfinns allt från strikta BACI-undersökningar, som löpt under långa perioder, till kraftigt förenklade studier som varat under kort tid och utan riktiga kontroller. Vi är medvetna om dessa skillnader, och har tagit hänsyn till detta i våra resonemang, men bedömer samtidigt att de trots allt har minimal betydelse för de generella mönster som framträder.

2.5. Förekomst av fåglar i Sverige – sammanställning av data

För att kunna beskriva Sveriges häckande fågelfauna på bästa sätt har vi använt flera källor. Ett ännu opublicerat arbete (Ottosson et al. Fåglarna i Sverige – utbredning och antal i län och landskap) omfattar beräkningar av antalet i Sverige häckande fåglar, uppdelat på län och landskap. Det här projektet har medarbetare vid Lunds Universitet, Artdatabanken (SLU, Uppsala), Svenska Jägareförbundet, Högskolan Kristianstad och Sveriges Ornitologiska Förening. Vi har fått tillåtelse att använda detta material för att beskriva den

svenska fågelfaunan (avsnitt 3) och för att visa hur några grupper av arter, vilka bedöms som extra känsliga för påverkan från vindkraft, är fördelade över landet (avsnitt 7). Avsikten är att denna kunskap tillsammans med kännedom om olika arters miljökrav skall kunna användas för att bedöma eventuell risk för påverkan från vindkraftsutbyggnad på regionala eller nationella populationer av de aktuella arterna.

Underlaget till beräkningarna av beståndsstorlekar i ”Fåglarna i Sverige – utbredning och antal i län och landskap” bygger på en omfattande litteraturgenomgång av täthetsuppgifter från alla tänkbara källor. För flertalet allmänna arter bygger underlaget på uppgifter från Svensk Fågeltaxerings standardrutter (se <http://www.zoo.ekol.lu.se/birdmonitoring/>). Detta är ett av de nationella övervakningsprojekt som ingår i Naturvårdsverkets miljöövervakning. Standardrutterna består av ett systematiskt utlagt system med rutter, en rutt per 25 km i både nord-syd och väst-östled över hela landet, där fåglar räknas varje år. Totalt finns 716 standardrutter. För mindre talrika och inte så väl spridda arter baseras uppgifterna på andra källor, såsom olika artprojekt och frivillig fågelrapportering.

Vi har också sammanställt vilka platser i Sverige som regelbundet hyser större koncentrationer av fåglar. Syftet med detta är att identifiera områden i landet som kan betraktas som särskilt viktiga för fåglar. Utgångspunkten är att en lokal, som under någon del av året och under minst två av de senaste tio åren, hyst mer än 1 % av totalantalet fåglar i en referenspopulation, klassas som en *koncentration*. Gränsvärdet 1 % kommer från *Ramsarkonventionen för skydd av våtmarker* (www.ramsar.org) och är numera allmänt vedertaget för identifiering av områden med höga skyddsvärden. Inom den globala fågelskyddsorganisationen BirdLife International används ett liknande system med tröskelvärlden för att identifiera områden med rika förekomster (så kallade ”Important Bird Areas”). Som referenspopulation för i Sverige häckande arter har vi i regel använt de uppgifter om populationsstorlekar som vi fått fram genom vår sammanställning. Där vinter- eller rastningskoncentrationerna till större delen består av fåglar från häckningsområden utanför Sverige (främst vissa gäss, änder och vadare) har jämförelsen istället gjorts med storleken av de internationella bestånden (data från Wetlands International 2006). Vi begränsade sökningen (1 %-nivån) till alla arter som häckar med fler än 500 par i Sverige eller arter som vi vet förekommer i stora antal under flyttningstiden och på vintern.

För att hitta lokaler med större fågelkoncentrationer sammanställde vi inrapporterade uppgifter om förekomst av fåglar från Artportalens databas (Svalan, www.artportalen.se/birds). Svalan är ett webbaserat rapporteringssystem för fåglar i Sverige och drivs av Artdatabanken (SLU) med medel från Naturvårdsverket och på uppdrag av Sveriges Ornitologiska Förening. Uppgifterna i Svalan är i första hand spontant inrapporterade uppgifter från amatörornitologer som samlats in utan någon systematisk metodik. Detta gör att materialet i Svalan ofta inte ensamt räcker för att beskriva en lokals

fågelfauna eller beståndsstorlekar hos olika arter. För välbesökta lokaler och för arter som periodvis koncentreras vid exempelvis våtmarker finns ofta rapporter av god kvalitet. Vi bedömer att från de allra flesta områden i landet som regelbundet hyser stora koncentrationer *har* rapporter lämnats till Svalan. Undantag är utsjöbankar och skärgårdsområden som ytterst sällan eller aldrig besöks av amatörornitologer.

3. Förekomst av fåglar i Sverige

Den svenska fågelfaunan är mycket väl kartlagd både när det gäller utbredning och antal. Detta beror främst på mångårig och ihärdig verksamhet av ideella ornitologer, de flesta organiserade inom Sveriges Ornitologiska Förening. De finns flera publikationer om fåglarnas förekomst och utbredning i Sverige (exempelvis Svensson et al. 1999, SOF 2002). Förändringar i fågelfaunans storlek och sammansättning följs regelbundet genom systematiska inventeringar inom nationell och regional miljöövervakning (Ottvall et al. 2008, Lindström et al. 2011), inom olika artprojekt samt genom rapportering till Svalan. Här ges en allmän presentation av förekomsten av fåglar i Sverige. Mer detaljerade uppgifter för en del fåglar, som är av särskilt intresse när det gäller vindkraft, redovisas i avsnitt 7.

Fram till och med år 2008 hade 486 fågelarter observerats inom landets gränser (SOF 2009). Ungefär 250 av dessa häckar årligen i Sverige och ytterligare cirka 70 arter besöker landet årligen under flyttning mellan häcknings- och övervintringsområden (Tjernberg & Svensson 2007). Många av de årligen förbiflyttande arterna är talrika, våtmarksberoende och med häckningsområden på tundran eller i taigabältet i Ryssland. Övriga arter har besökt landet mer tillfälligt och kan inte räknas till den svenska faunan. Antalet häckande par bedöms vara i storleksordningen 70 miljoner, vilket innebär att det finns minst 140 miljoner fåglar i landet inför varje häckningssäsong. Eftersom det dessutom finns ett i stort sett okänt antal individer som inte häckar, är det verkliga antalet högre. Flest individer finns på eftersommaren, när årets ungar blivit flygga, samtidigt som flyttningen ut ur landet ännu inte påbörjats. Det torde då finnas minst 500 miljoner fåglar inom Sveriges gränser. Bland regelbundet häckande arter varierar antalet individer enormt. De allra sällsyntaste häckar bara med något enstaka par, medan det av de två vanligaste arterna lövsångare och bofink finns ungefär 13 miljoner respektive 8 miljoner par.

Ungefär 80 % av de häckande fågelarterna i Sverige kan klassas som flyttfåglar, vilka har huvuddelen av sin vinterutbredning utanför vårt land. Dessa arter tillbringar endast delar av året i Sverige, i vissa fall endast några få månader. Knappt hälften av de flyttande arterna övervintrar i västra Europa och Medelhavsländerna, medan drygt 30 % tillbringar vintern i Afrika. Ett fåtal arter som häckar i Sverige övervintrar i Asien. Uppskattningsvis 85 % av alla ”svenska” individer av fåglar lämnar landet på vintern.

En överväldigande majoritet av alla i Sverige häckande fåglar är tättingar (generellt sett småfåglar). Denna grupp står för inte mindre än 92 % av alla häckande individer i landet. Endast fyra ytterligare grupper är så talrika att de utgör mer än en procent av den samlade svenska häckfågelfaunan; vadare (2 %), hönsfåglar (1 %), duvor (1 %) och änder (1 %). Återstående grupper utgör tillsammans resterande tre procent av den svenska häckfågelfaunan. Ingen av dessa utgör mer än en halv procent av antalet häckande individer.

Fåglarna är inte jämnt fördelade över Sverige. Generellt sett avtar tätheten från söder mot norr. Tätheten av häckande par bedöms exempelvis vara i

genomsnitt 266 par/km² i Götaland, 201 par/km² i Svealand och 123 par/km² i Norrland. Detta innebär att den genomsnittliga tätheten bara är hälften så hög i norra som i södra Sverige. Självklart varierar dessutom tätheten mellan olika miljöer. De högsta tätheterna finns i lövskog i söder och de lägsta på kalvfjäll i norr. Kustnära miljöer håller i allmänhet både högre art- och individantal än inlandsmiljöer.

Samma mönster återfinns när det gäller rastande och förbiflyttande fåglar, men här saknas mer exakta siffror. Sannolikt är skillnaderna mellan södra och norra Sverige ännu högre för dessa grupper. Koncentrationer vid kuster och våtmarker, och det varierande landskap som ofta finns i anslutning till dessa, är än mer påtagligt för fåglar under flyttperioden.

Den svenska rödlistan klassificerar sällsynta arter eller de med ogynnsam populationsutveckling utifrån en uppskattning av risken för att de kommer att dö ut inom en viss tid. Listan omfattar 95 arter eller underarter av fåglar (Gärdenfors 2010). Huvuddelen av de rödlistade arterna häckar i landet men i några få fall handlar det om övervintrande eller rastande populationer av arter som huvudsakligen häckar utanför Sverige. Nio fågelarter på rödlistan klassificeras som *nationellt utdöda* (RE) även om det hos några av dessa då och då förekommer enstaka häckningar. Sex arter bedöms som *akut hotade* (CE), tio som *starkt hotade* (EN) och 25 som *sårbara* (VU). Tillsammans utgör dessa arter de som bedöms som *hotade* i Sverige. Det är viktigt att påpeka att arter som klassas som hotade i Sverige kan vara vanliga i andra länder. I vissa fall tillhör de randpopulationer med naturligt små populationer eller arter som häckar i glesa bestånd. Resterande rödlistade arter bedöms som *nära hotade* (NT) (Gärdenfors 2010). De svenska rödlistade arterna återfinns i bilaga 3. I Sverige förekommer regelbundet 66 arter eller underarter av fåglar som är upptagna på Fågeldirektivets lista 1 med särskilda krav på bevarande (Rådets direktiv 79/409/EEG om bevarande av vilda fåglar). Fågeldirektivet och Habitatdirektivet är EU-direktiv med juridiskt bindande åtaganden. EU-länderna har förbundit sig att skydda samtliga naturligt förekommande fågelarter och bevara livskraftiga populationer av dessa liksom de miljöer de är beroende av. Arter upptagna i Fågeldirektivets lista 1 återfinns också i bilaga 3.

4. Vindkraftens potentiella effekter på fåglar

4.1. Vilka effekter kan väntas?

Det är framförallt tre potentiella effekter av vindkraft på fåglar som har diskuterats flitigt under senare år. Dessa är (1) kollisioner med ökad dödlighet som följd, (2) habitatförluster som kan vara direkta (till följd av exploatering av själva miljön) eller indirekta (till följd av störning) med minskande lokala tätheter som följd och (3) barriäreffekter (Dierschke & Garthe 2006, Fox et al. 2006, Drewitt & Langston 2008).

4.2. Kollisioner

Kollisioner mellan fåglar och vindkraftverkens torn eller vingar noterades redan i den moderna vindkraftens tidiga år (Erickson et al. 2001). Kollisioner leder vanligtvis till omedelbar död för fågeln eller till skador som gör att den omkommer senare. Dödlighet orsakas också av kollisioner med infrastruktur kopplat till vindkraftverken som exempelvis meteorologiska master, högsänningsledningarna i anslutning till vindkraftverken, byggnader och biltrafik i området (Kuvlesky et al. 2007). Eftersom denna sekundära dödlighet är bristfälligt känd och svår att överblicka, fokuserar vi här på effekterna av själva vindkraftverken. Inte desto mindre utgör den sekundära dödligheten en del av den samlade påverkan som vindkraften utgör.

Undersökningar av hur många fåglar som omkommer vid vindkraftverk har pågått under lång tid, främst genom att man på ett systematiskt sätt sökt efter döda fåglar under kraftverken och i deras omgivningar (se avsnitt 2.4). Utifrån dessa undersökningar har sedan kollisionsfrekvenser beräknats. Dessa frekvenser anges vanligen i *antal döda fåglar per vindkraftverk och år* men ibland istället i *antal döda fåglar per producerad enhet elkraft (MW) och år*.

Risken för kollision beror till stor del på fågeln och dess sätt att leva, artens ekologi och det specifika sätt som arten eller för den del individen reagerar på, när den hamnar i närheten av ett vindkraftverk. Även vindkraftverkets egenskaper har antagits vara av betydelse, så som dess höjd över marken, rotorbladens längd (svepytan) och förekomsten av ljuskällor, liksom miljön där verket eller verken står. Kollisionsrisken kan också tänkas vara beroende av säsongen och inte minst av rådande väder (Drewitt & Langston 2008).

Det är av naturliga skäl betydligt svårare att beräkna kollisionsfrekvenser för havsbaserad vindkraft än för landbaserad. Till havs är möjligheten att hitta kollisionsoffer obefintlig, eftersom de hamnar i vattnet och snabbt driver iväg. De få uppgifter om kollisionsfrekvenser som finns från havsbaserade vindkraftverk bygger antingen på direkta observationer av kollisionstillfällen eller på uppskattningar utifrån observerat beteende (antal fåglar som passerar

och hur de rör sig i förhållande till verken). Dessa försvårande faktorer gör att nästan alla beräkningar av kollisionsfrekvenser är grundade på uppgifter från landbaserad vindkraft. De flesta undersökningar av kollisioner mellan fåglar och vindkraftverk är gjorda i USA. I Europa har inte kollisionsproblematiken ägnats lika stort intresse. I Sverige har endast någon enstaka undersökning av kollisionsfrekvenser genomförts, men flera har nu startats inom ramen för olika kontrollprogram.

När man ska bedöma eventuella *konsekvenser* av ökad dödlighet till följd av kollisioner med vindkraftverk på populationsnivå är det viktigt att känna till att ett visst antal dödade individer per år inte har samma konsekvens för alla arter. En relativt liten ökad dödlighet för långlivade arter med sen köns-mognad och långsam reproduktion (generellt sett oftast stora fåglar) kan ha betydande effekter på populationsutvecklingen (Desholm 2009). Särskilt för fåtaliga arter kan en liten ökning av dödligheten snabbt få biologiskt signifikanta effekter på populationen i stort. För arter med kort genomsnittlig livslängd och snabb reproduktionstakt (generellt sett små fåglar) är konsekvenserna på populationsnivå i regel betydligt mindre (Desholm 2009).

4.3. Habitatförluster

Uppförandet av en vindkraftspark eller ett enstaka vindkraftverk kan tänkas påverka tätheten av fåglar i närheten. En direkt förlust av livsmiljö (habitat-förlust) uppkommer givetvis på platsen där vindkraftverket byggs men också på visst avstånd därifrån. Det som dessutom tillkommer är den omgivande infrastrukturen, vilken kan variera i omfattning beroende på vindkraftsparkens placering och storlek. Ytor måste röjas, vägar byggas, ledningar dras och vatten ledas bort. Den yta som påverkas direkt på detta sätt är oftast mycket liten och är antagligen försumbar i de flesta fall. Men om vindkraftsparken placeras i orörda områden kan nyanlagda vägar leda till fragmentering av tidigare sammanhållna ytor, vilket i värsta fall kan innebära större förluster än själva ingreppet i sig.

Större habitatförluster kan också tillkomma på ett mer indirekt sätt och sannolikt är detta av större betydelse än den direkta förlusten. Om fåglar undviker att vistas i anslutning till vindkraftverk kommer en betydligt större yta än den som påverkas direkt att förlora sin attraktion. En vindkraftspark är kopplad till en ökad mänsklig aktivitet (Kuvlesky et al. 2007) och störningen som detta innebär kan mycket väl ha betydelse. Tillhörande vägar kan leda till att områden som tidigare varit relativt otillgängliga, och därmed i praktiken skyddade, blir åtkomliga för skogsbruk och trafik. Sådana här störningar uppstår antagligen under prospektering och konstruktion och även under drift av vindkraftverk. Effekterna kan sedan möjligen variera med tiden efter att anläggningen har färdigställts (Langston & Pullan 2003).

Habitatförluster studeras i regel genom att man jämför tätheten av fåglar a) på olika avstånd från existerande vindkraftverk, b) på en plats innan respektive efter utbyggnad av vindkraftverk, eller c) i områden med vindkraft-

verk respektive referensområden utan sådana. Trots en del logistiska problem är det fullt möjligt att studera den här problematiken även vid havsbaserade vindkraftparker, genom att inventera från båt eller flygplan. Habitatförluster har inte studerats lika länge som kollisionsproblematiken och frågan har undersökts mer i Europa än i Nordamerika. I Sverige är endast få undersökningar gjorda, men flera är påbörjade eller planerade.

Beroende på ett områdes värde för olika arter kommer konsekvenserna av störningar att se olika ut. I en del fall kan fåglarna tänkas flytta till närliggande områden utan effekt på populationen. Mera troligt är dock att de tvingas till områden som redan är upptagna, med ökad konkurrens och sämre överlevnad som följd. Detta leder i så fall till att populationen efterhand minskar. Ett hypotetiskt exempel, där effekten kan bli dramatisk, är en art som endast förekommer på några platser med speciell miljö, vilken den är beroende av, exempelvis utsjöbankar med ett visst vattendjup. Det kan gälla alfågel eller någon annan dykand. Om bankarna bebyggs med vindkraftsparker och den samlade arealen med lämplig miljö för fåglarna i och med detta minskar kraftigt, riskerar arten kanske att på sikt att försvinna från det aktuella området (Petersen et al. 2006).

4.4. Barriäreffekter

En barriäreffekt innebär att ett vindkraftverk eller vindkraftspark fungerar som en barriär, ett hinder, för passerande fåglar. De undviker att flyga i närheten av vindkraftverken och tar en annan väg. Detta beteende minskar givetvis kollisionsrisken, men samtidigt behöver fåglarna flyga en längre sträcka. Barriäreffekter kan på så vis öka fåglarnas energiförbrukning under flyttning eller transport mellan födosöks-, häcknings- och övernattningsplatser. Beteendet kan tänkas innebära allt från en liten justering i flygriktning med minimalt förhöjd energiförbrukning som följd, till att fåglarna i praktiken utestängs från ett område ”bakom” vindkraftsparken. Effekterna kan tänkas bero på de enskilda vindkraftverkens storlek och antal, hur de är placerade i förhållande till varandra, samt vilken miljö som omger dem.

I första hand är det för flyttande sjöfåglar i havsmiljö som detta har undersökts. Frågan har analyserats genom att man följt fåglarna med hjälp av radar och på så vis kunnat observera deras reaktioner även på långt avstånd från vindkraftverken. Omfattande undersökningar av flyttande sjöfåglar i närheten av marina vindkraftparker har genomförts i Sverige och Danmark. Den extra flygsträcka som blir konsekvensen av att fåglarna undviker en enskild park är liten och antagligen betydelselös. Men fåglar flyttar ibland långa sträckor och därför har det funnits en oro för att de sammanlagda barriäreffekterna från många vindkraftanläggningar längs vissa arters flyttningvägar ska göra flyttningen mer energikrävande. Detta kommer i så fall med största säkerhet att påverka deras överlevnad och häckningsresultat. För att vi skall kunna bedöma de samlade effekterna krävs en bättre överblick av läget längs hela flyttningvägar.

5. Vindkraftens effekter på fåglar

5.1. Kollisioner mellan fåglar och vindkraftverk

5.1.1. Kollisionsfrekvenser vid vindkraftverk i Europa och Nordamerika

I tabellerna 5.1 och 5.2 har vi sammanställt uppgifter om dödlighet av fåglar vid vindkraftverk i Europa och Nordamerika. Kollisionsfrekvenserna varierar mycket mellan olika vindkraftparker. Vissa har inga eller nästan inga döda fåglar (Erickson et al. 2001) medan andra beräknas ha upp till över 60 stycken per vindkraftverk och år (Lekuona 2001). På vissa platser är olycksfallen många, men på de flesta platser är de mycket få. Med en sådan fördelning blir ett beräknat medelvärde mycket högre än de flesta enskilda mätvärdena och ger därför en felaktig bild av verkligheten. Vi använder därför istället medianvärden för att beskriva hur många fåglar som i genomsnitt förolyckas vid vindkraftverk. Medianvärdet för alla undersökta vindkraftsparker är *2,3 döda fåglar per vindkraftverk och år*.

Som den uppmärksamme läsaren snabbt ser skiljer sig olycksfrekvenserna mellan de två kontinenterna med högre siffror för Europa (median 6,5 fåglar/kraftverk och år) än för Nordamerika (median 1,6 fåglar/kraftverk och år). Denna skillnad beror antagligen på att man byggt eller kanske haft tillgång till data från vindkraftverk i olika miljöer i de båda världsdelarna. För Nordamerika härstammar siffrorna mest från torra områden som prärie och höjdlägen av olika slag, medan siffrorna från Europa kommer från vindkraftsparker på jordbruksmark i anslutning till kuster och våtmarker. De senare är generellt sett mer fågelrika.

5.1.2. Betydelsen av vindkraftverkens och parkernas utförande

Utvecklingen har gått från vindkraftverk med lägre torn och relativt korta rotorblad (liten svepyta) till högre verk med längre blad och större svepyta. Med högre torn (och längre blad) når verken också ofta upp till höjder där fler fåglar regelbundet rör sig (> 100 m över marken). Det har därför funnits farhågor om att moderna, större, vindkraftverk skulle uppvisa högre kollisionsfrekvenser än tidigare lägre och mindre verk. I motsats till vad som är fallet för fladdermöss, finns knappast något stöd för dessa farhågor när det gäller fåglar i allmänhet.

En analys av data från Nordamerika visade inte någon ökning av kollisionsfrekvensen med ökande tornhöjd och inte heller något tydligt samband mellan svepyta och kollisionsfrekvens (Barclay et al. 2007). Analyser av data från Nederländerna, Belgien och Tyskland visade inte heller några sådana samband (Everaert & Kuijken 2007, Hötcker et al. 2006). Om vi istället tittar på olycksfrekvens i relation till verkens uteffekt (MW) finner vi att antalet kollisioner per MW tenderar att minska med ökande effekt. Detta är som väntat, eftersom uteffekten är kopplad till verkens storlek, ju större verken är desto mer elektricitet kan de producera (Hötcker et al. 2006, Barclay et al. 2007).

Vindkraftverkens belysning har befarats leda till ökad risk för kollisioner. Detta beror på att fåglar, ibland i stora mängder, kolliderar med master, broar, fyror eller andra byggnader som är upplysta. Sådant händer framförallt under nätter med dimma och dålig sikt (Erickson et al. 2001, Drewitt & Langston 2008 och referenser däri). Endast vid ett fåtal tillfällen har ett större antal fåglar konstaterats kollidera med vindkraftverk under en och samma natt, vilket antyder att detta är en sällsynt företeelse. Det finns omständigheter kring vissa av dessa händelser som gör dem speciella och knappast representativa. Exempelvis hittades 42 fåglar vid Näsudden på Gotland under ett vindkraftverk en natt 1982. Verket var inte i drift vid tillfället, men det var belyst (Karlsson 1983). Vid en vindkraftpark i östra USA hittades 27 döda fåglar efter en natt med dåligt väder. Även dessa verk var tillfälligt upplysta med fast sken i samband med service (Kerns & Kerlinger 2004). Ljus som används på vindkraftverk är antingen fast rött eller blinkande vitt, beroende på om kraftverkets totalhöjd är under eller över 150 m (Transportstyrelsen 2010). Inget av dessa har hittills visats leda till ökad dödlighet hos fåglar vid vindkraftverk (Johnson et al. 2000, WEST 2004, Jain et al. 2007). Man kan vänta sig att risken för att fåglar ska attraheras minskar om man använder blinkande ljus och om tiden mellan ljuspulserna är så lång som möjligt (Hüppop et al. 2006) och även om ljuset görs svagare (Drewitt & Langston 2008).

Tabell 5.1. Antal fåglar som dödas årligen av vindkraftverk i Europa. Döda fåglar har insamlats regelbundet under större delen av en säsong eller mer. Antalet har sedan justerats för skillnader mellan observatörer och observationsförhållanden och kadaver som försvunnit mellan observationerna. Angivna värden är därmed högre än det antal kadaver som hittats.

Region/Vindkraftpark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Belgien				
Oostdam	Våtmark	25	21,0	Everaert & Kuijken 2007
Boudewijnkanal 1	Våtmark	14	26,0	Everaert & Kuijken 2007
Boudewijnkanal 2	Våtmark	7	43,0	Everaert & Kuijken 2007
Te Schelle	Våtmark	3	12,0	Everaert & Kuijken 2007
Gent 1		11	7,0	Everaert & Kuijken 2007
Gent 2		2	2,0	Everaert & Kuijken 2007
Nieuwkapelle		2	1,0	Everaert & Kuijken 2007
Nederländerna				
Jaap Rodenburg	Åker*	10	20,0	Krijgsveld et al.2009
Waterkaapocht	Åker*	8	39,0	Krijgsveld et al.2009
Groettocht	Åker*	7	20,0	Krijgsveld et al.2009
Osterbierum	Gräsmark	18	1,8	Winkelman 1992
Kreekraak sluice	Våtmark	5	3,7	Musters et al. 1996
Urk	Våtmark	25	1,7	Winkelman 1989
Storbritannien				
Blyth harbour	Kust	9	19,0	Newton & Little 2009
Bryn Tylli	Gräsmark	?	0,0	Philips 1994
Burgar Hill, Orkney	Gräsmark	?	0,2	Percival 2000
Haverigg Cumbria	Gräsmark	?	0,0	Percival 2000

Region/Vindkraftpark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Ovenden Moor	Gräsmark	?	0,04	Percival 2000
Cemmaes	Gräsmark	?	0,04	Percival 2000
Tyskland				
Bremerhaven	Våtmark	?	9,0	Scherner 1999
Danmark				
Tjaereborg	Våtmark	?	3,0	Pedersen & Poulsen 1991
Sverige				
Näsudden	Gles skog		0,7	Percival 2000
Norge				
Smøla	Hed	68	0,4	Bevanger et al. 2009
Spanien				
Salajones	Bergskam	33	21,7	Leukona 2001
Izco-Albar	Bergskam	75	22,6	Leukona 2001
Alaiz	Bergskam	75	3,6	Leukona 2001
Guerinda	Bergskam	145	8,5	Leukona 2001
El Perdon	Bergskam	40	64,3	Leukona 2001
Basque Country		40	6,0	Onrubia et al. 2002
PESUR, Tarifa	Bergskam	190	0,07**	Lucas et al. 2008
E3, Tarifa	Bergskam	66	0,04**	Lucas et al. 2008

* våtmarker i närheten och stora dagliga rörelser av fåglar mellan åker och våtmark

** endast stora fåglar inräknade, siffrorna ej använda i beräkning av genomsnitt.

? = antal vindkraftverk i parken är inte redovisat

Tabell 5.2. Antal fåglar som dödas årligen av vindkraftverk i Nordamerika. Döda fåglar har insamlats regelbundet under större delen av en säsong eller mer. Antalet har sedan justerats för skillnader mellan observatörer och observationsförhållanden och kadaver som försvunnit mellan observationerna. Angivna värden är därmed högre än det antal kadaver som hittats.

Region/Vindkraftpark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Östra USA				
Searsborg	Höjd i skog	11	0,0	Kerlinger 2002
Maple Ridge 1	Betesmark	120	3,9	Jain et al. 2007
Casselman	Höjd i skog	23	4,7	Arnett et al. 2009
Meyersdale	Höjd i skog	20	0,9	Kerns et al. 2005
Mountaineer	Höjd i skog	44	2,6	Kerns & Kerlinger 2004
Buffalo Mountain 1	Höjd i skog	18	1,8	Fiedler et al. 2007
Somerset County	Bergskam	8	0,0	Kerlinger 2000
Mellersta USA				
Buffalo Ridge 1	Betesmark	73	0,9	Johnson et al. 2003a
Buffalo Ridge 2	Betesmark	143	2,3	Johnson et al. 2003a
Buffalo Ridge 3	Betesmark	138	4,4	Johnson et al. 2003a
Lincoln	Åker	31	1,3	Howe et al. 2002
Top of Iowa	Åker, våtmark	98	0,6	Koford et al. 2004
IDGWP	Bergskam	3	0,0	Erickson et al. 2001
Västra USA				
Judith Gap	Bergpass, bete	90	4,5	TRC 2008
Klondike	Åker	16	1,4	Johnson et al. 2003b
Vansycle	Betesmark	38	0,6	Erickson et al. 2000
Stateline	Betesmark	454	1,9	Erickson et al. 2003a
Foot Creek Rim	Betesmark	69	1,5	Young et al. 2003
Nine Canyon	Betesmark	37	3,6	Erickson et al. 2003b
High Winds	Betesmark	90	2,3	Kerlinger et al. 2006
Altamont	Bergskam	1526	0,8	Smallwood et al. 2008
San Geronio	Bergskam	2947	2,3	Erickson et al. 2001
Kanada				
McBride Lake	Åker, bete	114	0,4	Brown & Hamilton 2004
Magrath		20	2,6	Brown, i Barclay et al. 2007
Summerview	Åker	39	1,9	Brown & Hamilton 2006
Cypress		16	1,4	NE. Ltd. 2004
Pickering	Park, sjöstrand	1	4,0	James 2002

Som kan utläsas av tabell 5.1 och 5.2 finns inget som tyder på att större vindkraftparker skulle döda fler fåglar per verk. Däremot är det givetvis så att med oförändrad kollisionsfrekvens per verk så kommer större parker att döda fler fåglar i absoluta tal och därmed ha en större påverkan.

Man har i vissa fall funnit skillnader i hur många fåglar som kolliderar, beroende på var de aktuella verken är placerade inom en park. I Altamont i Kalifornien, USA, har man visat att verk som står nära en kanjon har förhöjd kollisionsfrekvens jämfört med de intilliggande (Orloff & Flannery 1992,

1996). I Spanien har man på liknande sätt funnit att flest gamar dödas vid verk som står på svagt sluttande bergssidor eller på bergstoppar (Lucas et al. 2008). I Zeebrugge i Belgien står en vindkraftpark i en hamn och flera av kraftverken står på en vågbrytare med en stor koloni häckande tärnor intill. Andra står längre in mot land och längre bort från kolonin och tärnornas normala flygstråk. De verk som är placerade på havssidan beräknades döda i genomsnitt 34,3 fåglar per vindkraftverk och år, medan de på landsidan dödar 3,9 (Everaert & Kuijken 2007). Även om sådana lokalspecifika skillnader ibland förekommer, saknar verkens inbördes placering i en vindkraftspark normalt betydelse för kollisionens frekvens (Brown & Hamilton 2006, Lucas et al. 2008). Ibland har man observerat lägre kollisionens frekvenser för rovfåglar och andra arter vid de yttersta kraftverken i en rad (Anderson et al. 2004), men på andra platser har man funnit det motsatta (Orloff & Flannery 1992, Bevanger et al. 2009).

5.1.3. Betydelsen av miljön runt omkring

Vindkraftverkens omgivning har stor betydelse för kollisionens frekvens (tabellerna 5.1 och 5.2). Den är ofta hög vid våtmarksområden och på kustlokaler (15,5 kollisioner per vindkraftverk och år) samt på bergstoppar, bergskammar eller andra platser med stora höjdskillnader (4,0 kollisioner per verk och år). Höjden över havet verkar dock inte ha någon generell betydelse för kollisionens frekvens. I öppet jordbrukslandskap eller i andra miljöer är kollisionens frekvens betydligt lägre (1,4 respektive 1,8 kollisioner per verk och år). Även den analys som gjordes av Hötcker et al. (2006) visade högst kollisionens frekvens vid våtmarker, följt av bergskammar.

Fler fåglar i området betyder i regel att fler kan kollidera. Några undersökningar har visat på ett positivt samband mellan täthet (eller aktivitet) av fåglar och kollisionsrisk (eller kollisionens frekvens; Musters et al. 1996, Barrios & Rodrigues 2004, Everaert & Kuijken 2007, Stienen et al. 2008). Det finns emellertid även exempel på platser där inget sådant samband verkar finnas (Lucas et al. 2008, Krijgsveld et al. 2009). Antalet kollisioner beror dock inte bara på mängden fåglar i ett område utan även på *vilka arter* som exponeras för vindkraftverken (avsnitt 5.1.4).

Vissa vindkraftparker har visat sig döda förhållandevis stora mängder fåglar. Vid några belgiska anläggningar dödas minst 20 fåglar per vindkraftverk och år (Everaert & Kuijken 2007), vilket är tio gånger högre än medianvärdet för samtliga undersökta platser. I Altamont i Kalifornien, USA, finns täta rovfågelbestånd i samma område som en av världens största vindkraftparker med 5400 kraftverk på en yta av 165 km². Dessa verk beräknas döda i genomsnitt 1127 rovfåglar, däribland i genomsnitt 67 kungsörnar, per år (Smallwood & Thelander 2008). Parken är placerad i ett kuperat område med bergskammar och djupa kanjoner och en mycket hög täthet av bytesdjur för flera rovfågelarter. Även kring Tarifa i Spanien finns stora vindkraftparker i områden med höga tätheter av rovfåglar. Där har man påträffat 151 kollisiondöda rovfåglar under tio år (Lucas et al. 2008). Även dessa parker är

placerade i ett kuperat område med flera bergskammar och i en av Europas viktigaste flyttningsleder för rovfåglar. De fåglar som visat sig kollidera med vindkraftverken är emellertid lokala populationer och *inte* de som passerar under flyttning. Ytterligare en vindkraftpark med ett högt antal kollisioner är Smøla, en ö i Norges kustband med mycket höga tätheter av häckande havsörn. Sedan parken byggdes år 2002 har 39 havsörnar omkommit till följd av kollisioner med de nu (2010) totalt 68 kraftverken. Sedan 2006 har man genomskött vindkraftsparken systematiskt efter fallvilt med hjälp av hund (Bevanger et al. 2010).

Pettersson (2005) bevakade två små vindkraftsparker i Kalmarsund med radar under fyra år 2000-2003 och bevittnade en enda kollision mellan förbi-flyttande sjöfåglar och vindkraftverk. Utifrån insamlade data om fåglars beteende och den enda observerade kollisionen beräknade han att det i genomsnitt förolyckas en sjöfågel (ejder) per vindkraftverk och år i detta område. Området passerades årligen av i storleksordningen 1,5 miljoner sjöfåglar på ungefär den höjd där vindkraftverkens vingar rör sig. Ännu lägre kollisionsfrekvenser har noterats från den danska vindkraftsparken vid Nysted. Där beräknas att 0,7 sjöfåglar (ejder) dödas per vindkraftverk och år (Petersen et al. 2006). Verken vid Nysted är också, oss veterligen, de enda som har övervakats systematiskt med kamera (värmekamera i det här fallet) i syfte att undersöka kollisionsfrekvensen. En enda kollision (småfågel) bokfördes under närmare 100 dagars bevakning fördelade på två vårar och två höstar (Petersen et al. 2006). Utifrån dessa uppgifter förefaller det som om antalet kollisioner mellan fåglar och dagens havsbaserade vindkraftverk är mycket få.

5.1.4. Fördelning mellan arter

Risken för kollision mellan fågel och vindkraftverk varierar kraftigt mellan olika fågelarter. Detta har kopplats till deras manövreringsförmåga och flygbeteenden (Barrios & Rodrigues 2004, Drewitt & Langston 2006). Stora och tunga fåglar som manövrerar långsamt har antagits löpa större risk att kollidera med hinder i deras flygväg (Brown et al. 1992, Lucas et al. 2008). Fåglar som ofta flyger på natten eller i skymning och gryning antas också ha en mindre möjlighet att upptäcka och undvika hinder (Larsen & Clausen 2002).

I Tyskland har man sedan 1989 samlat in data över kollisionsdödade fåglar (tabell 5.3). Där utgör rovfåglarna hela 37 % av alla rapporterade kollisioner. De är därmed den grupp som hittats i högst antal. Totalt har 1193 dödade fåglar bokförts. Den näst största gruppen är tättingar (småfåglar, 27 %), följt av måsfåglar (måsar, trutar och tärnor, 11 %), duvor (7 %), andfåglar (svanar, gäss och änder, 5 %) och seglare (3 %) (Dürr 2010). Av tättingarna utgjorde kråkfåglar och svalor de enskilt största grupperna (14 respektive 10 % av tättingarna). I det tyska materialet finns inget stöd för att nattflyttande arter skulle vara mer utsatta än dagflyttare. Nattflyttare utgjorde 30 % medan dagflyttande arter stod för 48 % av de döda tättingarna. Resten var stannfåglar i vid bemärkelse, vilket också innefattar arter som uppvisar partiella flyttningsrörelser (oftast på dagen). Eftersom uppgifterna inte samlats in på

ett standardiserat sätt, ger de knappast mer än en fingervisning om vilka fåglar som omkommer genom kollisioner med vindkraftverk. Det förefaller exempelvis troligt att stora fåglar har rapporterats oproportionerligt ofta och att små arter försvunnit snabbare och därför förblivit oupptäckta.

Risken för kollision verkar generellt sett vara kopplad till hur fågeln reagerar när den närmar sig ett vindkraftverks rotorblad. Fåglar som uppvisar starka undvikandebeteenden har också visat sig ha en relativt låg kollisionsfrekvens (Hötker et al. 2006). Exempel på sådana är sjöfåglar (gäss och änder) och vadare. Tättningar hittas inte så ofta döda vid vindkraftverk (endast en fjärdel av funna offer under tyska vindkraftverk) som man kanske kunde vänta sig, med tanke på att de utgör en klar majoritet av alla fåglar. Eftersom de flesta är små och relativt svåra att hitta på marken, är mörkertalet antagligen stort. Tättningarna är alldeles säkert den grupp som oftast omkommer i kollisioner med vindkraftverk (Johnson et al. 2000, Jain et al. 2007). De visar dock starka undvikandebeteenden och generellt låga kollisionsfrekvenser i relation till de stora populationer som finns av många arter (Hötker et al. 2006).

Hönsfåglar har relativt begränsad manövreringsförmåga och det har också har visat sig att de förhållandevis ofta kolliderar med vindkraftverk. Den begränsade manövreringsförmågan är en följd av att hönsfåglar är tunga i förhållande till sin vingyta. På norska Smøla har 45 dalripor bedömts kollidera mellan 2003 och 2010 (Bevanger et al. 2010). Dalripan är därmed den fågelart som oftast hittas död under vindkraftverk på Smøla. En stor del av de här kollisionsoffren saknar kraftiga yttre skador. De har antagligen kolliderat med tornet eller slungats i marken av turbulensen runt rotorbladen, snarare än träffats av dessa. Detta mönster skiljer sig kraftigt från andra arter (Bevanger et al. 2010). Hönsfåglar kolliderar också oftare än många andra fåglar med exempelvis kraftledning (Bevanger 1995).

Även rovfåglar och måsfåglar (trutar, måsar, tärnor) visar undvikandebeteenden men inte i lika hög grad som de fåglar som nämns ovan (Hötker et al. 2006). De utmärker sig ändå i statistiken med relativt sett många dödsfall i förhållande till hur många individer som finns.

Tabell 5.3. Fördelningen mellan arter av döda fåglar funna under vindkraftverk i Tyskland 1989 - 2010 (data från Dürr 2010).

Fågelgrupp	Antal döda
Rovfåglar	447
Tättingar exkl. svalor	247
Måsfåglar	133
Duvor	84
Svanar, gäss, änder	65
Kråkfåglar	47
Seglare	40
Svalor	33
Vadare	22
Ugglor	22
Storkar	22
Hönsfåglar	10
Rallar	8
Skarvar, hägrar	4
Tranor	2
Hackspettar	2
Gök	2
Lommar	1
Alkor	1
Totalt	1192

Rovfåglar har fått den största uppmärksamheten när det gäller kollisionsrisker, och orsakat mest oro för att populationerna skall minska på lång sikt. Detta beror delvis på att de har en låg reproduktionstakt, vilket gör att en förhållandevis liten ökning av dödligheten kan få stora konsekvenser för populationsutvecklingen. Fyra av de tio vanligaste *inrapporterade* kollisionsoffren i Tyskland är rovfåglar, nämligen i fallande ordning ormvråk, röd glada, havsörn och tornfalk (Dürr 2010). Denna statistik antyder att antalet rovfåglar som förolyckas vid vindkraftverk är högt. Så även om vi bortser från de fall där höga tätheter av rovfåglar har lett till att många dödats (exempelvis vid Altamont i Kalifornien), så förefaller rovfåglar löpa större risk för kollision med vindkraftverk än andra fåglar (Langston & Pullan 2003, Lucas et al. 2004, 2008, Hötcker et al. 2006, Hötcker 2009). Detta kan verka förvånande, eftersom rovfåglar har mycket god syn, utmärkt manövreringsförmåga och sällan flyger under dåliga ljusförhållanden. De borde därför inte ha några problem med att upptäcka och undvika vindkraftverk (se vidare nedan i avsnitt 5.1.8).

Intressanta likheter och skillnader finns för övrigt mellan rovfåglar och måsfåglar. De senare dödas ganska ofta vid vindkraftverk i närheten av kuster och våtmarker (Everaert & Kuijken 2007, Dürr 2010). Precis som rovfåglar har de mycket god syn och manövreringsförmåga, och borde inte heller ha problem med att upptäcka och undvika vindkraftverk. Till skillnad från rovfåglar flyger de emellertid ofta i dåligt ljus och vid nedsatt sikt. De förklaringar som anges för rovfåglar i avsnitt 5.1.8. kan sannolikt gälla även för måsfåglar.

Nattflyttande fåglar som tättingar har i olika sammanhang befarats vara extra utsatta för kollisioner med vindkraftverk. Detta baserat på det stora antal tättingar som ibland kolliderar med kommunikationsmaster och andra höga konstruktioner under nätter med intensiva flyttningsrörelser och begränsad sikt (Erickson et al. 2001). Detta har emellertid fått revideras (Kerlinger et al. 2011). Även om de flesta fåglar som dödas av vindkraftverk antagligen är tättingar, är kollisionsriskerna låga räknat per art eller individ (Hötcker et al. 2006, Krijgsveld et al. 2009, Dürr 2010). Det finns flera troliga anledningar till detta. Först och främst flyttar de flesta fåglar på natten högt ovanför de högsta vindkraftverken (Alerstam 1990). För det andra så är varningsbelysningen på vindkraftverk inte sådan att den attraherar flyttande småfåglar. För det tredje så passerar en flyttande fågel bara en vindkraftpark vid ett enda tillfälle per säsong, till skillnad från fåglar som vistas längre tid i området (Krijgsveld et al. 2009).

Andra nattaktiva arter såsom ugglor och nattskärror skulle också kunna tänkas löpa ökad risk för kollisioner med vindkraftverk. Den statistik som finns visar att kollisioner mellan ugglor och vindkraftverk sker ganska sällan och att nattskärran hittills inte alls har dykt upp i kollisionsstatistiken. Svalor och seglare (och även nattskärror) fångar insekter i fria luften. De kan därför tänkas vara mer utsatta för kollisionsrisk än andra fåglar (Ahlén 2010a) och i så fall utgör de ett parallellfall till vissa fladdermöss, vilka attraheras till vindkraftverk på grund av att insekter ansamlas vid tornen. Seglare och svalor står för närmare en fjärdedel av alla upphittade döda *små* fåglar under vindkraftverk i Tyskland (tabell 5.3). Denna andel är mycket större än deras proportion av antalet förekommande fåglar.

5.1.5. Fördelning över året

Det har länge varit känt att fåglar på flyttning ibland dödas i stora antal, genom att de kolliderar med höga master och byggnader. Detta har antagits bero på ofördelaktiga väderförhållanden och att massor av fåglar varit i rörelse samtidigt, och även på att många av dem är unga och därför obekanta med området de rör sig igenom (Erickson et al. 2001, Drewitt & Langston 2008). Man förväntade sig därför i början ett liknande mönster med förhöjd dödlighet av flyttande fåglar vid vindkraftverk, men någon sådan effekt har inte konstaterats (Drewitt & Langston 2008). I stället varierar olycksfrekvensen mellan olika platser och olika arter. Det verkar inte heller som om riskerna generellt sett är större under vissa delar av året jämfört med andra. Detta är olikt vad som är fallet när det gäller fladdermöss.

För vissa rovfåglar och tärnor är olycksfrekvenserna ofta högst under häckningstiden (se 5.1.8 när det gäller rovfåglar). För havsörnarna på Smøla i Norge är det tydligt att det är på våren (början av häckningstiden) som de flesta kollisionerna sker (Bevanger et al. 2009, 2010). För tärnor har man observerat förhöjd kollisionsfrekvens när föräldrarna matar sina ungar, och då använder betydligt mindre säkerhetsavstånd till vindkraftverk längs flygvägen än de gör under resten av året (Everaert & Kuijken 2007). Troligen utsätts fåglarna under häckningstiden för tidspress och tar då större risker än under andra delar av året.

5.1.6. Vädrets inverkan

När det gäller vädrets påverkan på olycksfrekvensen är mönstret inte alls så entydigt som när det gäller fladdermöss. Vissa omständigheter som tycks öka risken för kollision kan dock nämnas. Fåglar kan flyga mycket nära marken men också på flera tusen meters höjd. Flyghöjden, särskilt under flyttningen, beror på vindriktning och vindstyrka då de flyger betydligt högre i medvind än i motvind (Alerstam 1990). Fåglar som flyttar i medvind vistas högt över alla vindkraftverk, medan de i motvind ofta befinner sig på höjder där de kan tänkas kollidera med vindkraftverk. Hur vindriktningen påverkar kollisionsfrekvensen är dock inte undersökt, så vitt vi vet.

För flyttande fåglar kan vi konstatera att hittills har inga tillfällen med mycket höga kollisionstal registrerats vid vindkraftverk. När massdöd inträffat vid höga master, byggnader och broar, de flesta med stark belysning, har det skett i samband med plötslig väderförsämring med nedsatt sikt och ibland hård vind, vilket har tvingat de flyttande fåglarna ner på lägre höjd, där kollisionerna sedan skett.

5.1.7. Förändras kollisionsrisken med tiden – tillvänjning?

Tydliga tecken på att förändringar i fåglars beteende har lett till färre kollisioner har hittills endast observerats på en plats, nämligen vid Blyth Harbour i England. Av femton observerade kollisioner av ejder under elva år skedde tolv under de första tre åren. Ejdrarna har sedan ändrat beteende vid passage av vindkraftsparken. Istället för att flyga genom den passerar de nu simmande fram till häckningsplatserna (Newton & Little 2009). Vid andra studerade vindkraftparker finns inga tecken på minskad kollisionsfrekvens som är kopplat till tillvänjning (se till exempel Lucas et al. 2008, Smallwood & Thelander 2008, Bevanger et al. 2010, samt avsnitt 5.1.8 när det gäller rovfåglar).

5.1.8. Olycksfrekvenser för rovfåglar

Eftersom vissa rovfåglar verkar vara särskilt utsatta för kollisioner med vindkraftverk skall vi ge en lite mer detaljerad bild av kunskapsläget för dessa. Precis som för fåglar generellt, varierar kollisionsfrekvenser för rovfåglar kraftigt mellan olika platser och arter. En sammanställning av samtliga uppgifter om rovfågeldödlighet i samband med vindkraftverk visar kollisionsfrekvenser på 0-8 individer per kraftverk och år. De högre värdena kommer från enstaka år och platser. Där man samlat in uppgifter om olycksfrekvenser över flera år är de lägre, vanligen mindre än 0,3 döda rovfåglar per kraftverk och år. Medianvärdet är 0,03 rovfåglar. Tittar vi enbart på de mest omfattande och noggranna undersökningarna som gjorts i områden med högre tätheter av rovfåglar, så blir motsvarande medianvärde 0,07.

Generellt förefaller risken att dödas vid vindkraftverk vara större för *stora och medelstora rovfåglar som segelflyger mycket*, medan mindre arter och sådana som flyger mer aktivt inte drabbas lika hårt. Till den första gruppen hör örnar, vråkar och glador samt i södra Europa även gamar. Till den andra gruppen hör kärrhökar samt sparvhök och duvhök. Falkarna är mer svårbedömda.

För de flesta arter har få olyckor noterats, samtidigt som tornfalken är en av de rovfågelarter som oftast hittats död under vindkraftverk. Tornfalken utgör alltså ett undantag, genom att den är förhållandevis liten rovfågel som kolliderar relativt ofta.

I Tyskland har 16 av 18 (89 %) förekommande rovfågelarter hittats döda under vindkraftverk. De som hittats i störst antal är de som häckar inom landets gränser. Arter som endast flyttar genom landet, eller spenderar vintern där, är klart underrepresenterade i materialet och står för endast 0.9 % av antalet funna kadaver (Dürr 2010). I Sverige har hittills sju olika rovfågelarter hittats döda under vindkraftverk, men å andra sidan har bara en mer översiktlig undersökning gjorts (Ahlén 2010b).

Både unga och gamla fåglar kolliderar med vindkraftverk. Det finns inga tecken på att gamla, erfarna fåglar skulle vara mindre kollisionsbenägna än yngre och oerfarna individer. För medelstora rovfåglar (vråkar, glador m.fl.) i Tyskland utgörs 10 % av dödsfallen av unga eller halvgamla (subadult) fåglar medan 90 % är gamla (köns mogna) individer (Rasran et al. 2009a). För havsörnar i Tyskland är åldersfördelningen jämnare, 47 % unga eller halvgamla och 53 % gamla fåglar (Krone et al. 2009). På norska Smøla var 18 % ungfåglar (< 1 år), 28 % halvgamla (1-6 år) och 54 % gamla fåglar (Bevanger et al. 2010). För gåsgamar i södra Spanien var motsvarande siffror 20 % årsungar, 51 % halvgamla och 29 % köns mogna fåglar (Barrios & Rodriguez 2004). Tornfalkar som hittades döda vid vindkraftverk i södra Spanien var i samtliga fall ungfåglar (Barrios & Rodriguez 2004). De flesta kungsörnar som hittats döda i vindkraftsparken vid Altamont i Kalifornien har varit halvgamla, ännu inte köns mogna fåglar, men även årsungar och gamla fåglar har hittats. Huvudanledningen till sistnämnda åldersfördelning är att boplatserna ligger långt från vindkraftsparken, vilket gör att häckande fåglar och årsungar använder sig av området i mindre utsträckning än kringdragande icke-häckande fåglar (Hunt 2002).

Dödsfall av rovfåglar har registrerats under alla årstider, men kollisionerna är inte jämnt fördelade över året. Flest kollisioner sker då flygaktiviteten är högst, vilket vanligen är under häckningssäsongen. Detta beror säkerligen på att fåglarna då är mycket aktiva inom begränsade områden, och ofta vistas på höjder där de riskerar att kollidera med vindkraftverk. I Tyskland inträffar generellt (alla arter) flest kollisioner på våren (mars-april) samt under sensommar och tidig höst (augusti-september) (Rasran et al. 2009a). Den första toppen sammanfaller med revirmarkering och revirstrider inför häckningen. Den andra sammanfaller med tiden då ungfåglarna lämnar reviren och börjar röra sig över större områden. För röda glador är dödligheten vid vindkraftverk högst i mars-maj och juli-augusti (Mammen et al. 2009), vilket stämmer väl med det generella mönstret. För ormvråkar sker 70 % av dödligheten mellan april och september (Holzüter & Grünkorn 2006). I Tyskland förolyckas flest gamla havsörnar under vintern och början av våren i samband med häckningsstarten. För yngre fåglar är dödligheten däremot högst under hösten och mot slutet av vintern (Krone et al. 2009). På Smøla i Norge

omkommer havsörnar huvudsakligen under vår och försommar (mars-juni), vilket är början av häckningstiden och den period då flest örnar rör sig i vindkraftsparken och dess närhet (Bevanger et al. 2010). I Spanien har högst dödlighet för större rovfåglar registrerats under vintermånaderna (Barrios & Rodriguez 2004, Lucas et al. 2008). För tornfalkar var dock dödligheten högst under eftersommaren i samband med att årets ungfåglar just blivit flygga (Barrios & Rodriguez 2004).

Som redan nämnts (avsnitt 5.1.7) finns det inget som tyder på att kollisionsfrekvensen vid en viss vindkraftanläggning minskar med tiden. Riktiga långtidsstudier är ovanliga, men i Altamont i Kalifornien har stora vindkraftparker funnits sedan 1980-talet och ingen nedgång i antalet kollisioner per verk har registrerats (Smallwood & Thelander 2008). I Tarifa, Spanien, ändrades inte heller olycksfrekvensen under en tio år lång undersökning 1993-2003 (Lucas et al. 2008). Inte heller på Smøla i Norge har man kunnat konstatera någon sådan nedgång mellan 2003 och 2010 (Bevanger et al. 2010). Hos rovfåglar förekommer således inte någon märkbar tillvänjningsprocess till vindkraftverk.

Flygande rovfåglar (och måsfåglar) verkar generellt undvika vindkraftverk i mindre grad än andra fågelgrupper. Medan de flesta andra fåglar uppvisar någon form av tydligt undvikandebeteende på ganska långa avstånd från vindkraftverk (Hötker et al. 2006, och avsnitt 5.3), så rör sig många rovfåglar på mycket korta avstånd från vindkraftverk till synes utan att reagera på faran. Observationer från Tyskland och Sverige visar att röda glador inte undviker närområdet runt vindkraftverk, och ibland till och med passerar mellan långsamt snurrande rotorblad (Mammen et al. 2009, Ahlén 2002). Både gamla och unga havsörnar har visats röra sig mycket nära vindkraftverk i Tyskland och Norge (Krone et al. 2009, Hoel 2009, Bevanger et al. 2010). I Norge har man konstaterat att havsörnarnas flygbeteende inte skiljer sig mellan områden inom och utanför en vindkraftspark (Hoel 2009). Inte heller kärrhökar, som förvisso inte kolliderar med vindkraftverk särskilt ofta, undviker att flyga i närheten av dem. Ängshök observeras regelbundet jaga på <10 m avstånd (Grajetzky et al. 2009, Joest et al. 2009). Inte heller blå kärrhök undviker vindkraftverks närområden (Whitfield & Madders 2006).

Detta är *inte* samma sak som att rovfåglar (och måsfåglar) saknar beteenden för att undvika hinder. Om så vore fallet skulle dessa fågelgrupper dels kollidera med vad som helst som finns deras flygväg (vilket knappast sker) och dels uppvisa betydligt högre kollisionsfrekvenser vid vindkraftverk än vad som är fallet. Snarare är det en fråga om *på vilket avstånd* från hindret, exempelvis ett vindkraftverk, som undvikandet sker. Rovfåglar verkar inte undvika vindkraftverk och andra hinder med *lika stor marginal* som andra fåglar. Det förefaller som om rovfåglar, och andra skickliga flygare med god manövreringsförmåga, helt enkelt litar på att de har kapacitet att undvika eventuella hinder även på mycket korta avstånd. Detta fungerar i allmänhet alldeles utmärkt med saker som står stilla såsom byggnader och master men kanske inte lika bra med saker som rör sig såsom ett vindkraftverks rotorblad.

En hypotes som kan förklara varför de kolliderar i större omfattning än förväntat är att rotorbladen rör sig så fort att fåglarna inte kan bedöma faran på ett korrekt sätt. Det som ena sekunden verkar vara en fri passage är i nästa sekund en dödsfälla. Rovfåglar har inga problem med att undvika stillastående konstruktioner, men de saknar tydligen tillräckligt snabba reflexer för att undvika vindkraftverkens vingar i alla lägen. En annan hypotes om varför just rovfåglar och en del andra fåglar kolliderar oftare än förväntat med exempelvis vindkraftverk är kopplad till fåglarnas syn och ögonens placering i huvudet. De flesta fåglar har ögonen placerade på sidan av huvudet. Detta innebär att synfältet är mycket begränsat i flygriktningen, om fågeln samtidigt spanar nedåt exempelvis efter byten på marken. Man menar därför att rovfåglar, och en del andra fåglar kan tänkas flyga in i vindkraftverk eller upptäcka dessa ”för sent” eftersom de ibland fokuserar på något nedanför (Martin & Shaw 2010, Martin 2011).

Det finns ändå några uppgifter som antyder att rovfåglar i vissa fall undviker vindkraftverk även på längre avstånd och i större skala. Vid Tarifa i Spanien noterades att 71 % av alla seglande fåglar ändrade riktning när de var på väg mot vindkraftverk. Många fåglar (28 %) uppvisade stor riktningsförändring, vilket tolkades som undvikande (Lucas et al. 2004). Rovfåglar redovisades inte för sig i den här undersökningen, men gruppen seglande fåglar innehåller en stor andel rovfåglar. Den enda icke-rovfågeln som nämns bland seglande fåglar i artikeln är vit stork. Walker et al. (2005) fann att ett stationärt kungsörnspar i Skottland vanligen undvek att flyga inom en vindkraftspark belägen inom parets revir. Ett undantag var när andra örnar jagades bort från reviret.

Både i USA, Spanien och i Tyskland har man funnit att antalet rovfåglar som kolliderar med vindkraftverk ökar med verkens storlek mätt som tornhöjd och svepyta (Thelander et al. 2003, Lucas et al. 2008, Rasran et al. 2009a). Detta gäller alltså för rovfåglar, men inte för fåglar generellt, som vi sett tidigare (avsnitt 5.1.2). Då modernare och högre vindkraftverk producerar betydligt mer energi jämfört med äldre och lägre sådana, minskar kollisionens frekvens dock per producerad MW (Smallwood & Karas 2009). Tidigare fanns tankar om att verk med fackverkstorn, där rovfåglar kunde finna sittplatser, orsakade högre dödlighet (Erickson et al. 2001). Däremot har senare undersökningar visat att tornets konstruktion inte spelar någon roll för hur många rovfåglar som dödas (Barrios & Rodriguez 2004, Smallwood & Karas 2009). Fackverkstorn är ovanliga i Sverige. I Tyskland orsakar stora vindkraftsparker fler kollisioner med rovfåglar än små parker mätt i absoluta tal, men antalet kollisioner per verk är lägre (Rasran et al. 2009a).

I Tyskland har man funnit att vindkraftverk på åkermark dödar fler rovfåglar än verk på annan trädlös mark. Detta kan bero på olikheter i födotillgången eller på att åkermark föredras, eftersom det är lättare för rovfåglar att fånga byten där. Däremot verkar inte andelen skogtäckt mark i närheten av vindkraftsparken ha någon betydelse (Rasran et al. 2009a). Det har spekulerats i att rovfåglar attraheras till vindkraftverk eftersom det kan finnas lätt tillgänglig föda i form av döda fåglar och fladdermöss under dem, ungefär som

längs tungt trafikerade vägar och järnvägar. Vi har emellertid inte hittat något som antyder att så skulle vara fallet. Antalet kadaver under vindkraftverk är kanske inte tillräckligt för att ett sådant beteende skall löna sig generellt.

I Spanien fann man att högt belägna vindkraftverk har högre dödlighet än de som står lägre (Lucas et al. 2008). Egentligen är det nog inte den absoluta höjden över havet som är avgörande, utan snarare den lokala topografin. Områden med större lokala höjdskillnader återfinns ju i regel på hög höjd. I Altamont i USA har man noterat högre kollisionsfrekvens för rovfåglar vid kanjoner och uppstickande krön (Smallwood & Thelander 2008). I sådana lägen bildas på vindsidan av krönen vindar (hangvindar) som är fördelaktiga för rovfåglar. Finns det samtidigt vindkraftverk på sådana platser, ökar givetvis riskerna för kollisioner.

Det finns ingenting som tyder på att flyttande rovfåglar skulle drabbas särskilt hårt av dödlighet vid vindkraftverk. Frågan är inte studerad i detalj, men det finns belägg för att flyttande rovfåglar rent av är mindre benägna att kollidera med vindkraftverk än stationära arter. Vid vindkraftparkerna vid Tarifa i Spanien är så gott som alla funna döda rovfåglar stationära i området och *inte* flyttande. Samtidigt sker på samma plats flest kollisioner under vintermånaderna och *inte* under flyttningen, trots att tiotusentals flyttande rovfåglar passerar varje år (Lucas et al. 2008). Anledningen till detta mönster är troligen att de rovfåglar som passerar Tarifas vindkraftsparker flyger högt ovanför. Riskmomenten förekommer i så fall endast i samband med start och landning. Alternativt har de ett mer utpräglat undvikandebeteende under flyttning.

Det finns delvis motstridiga uppgifter om hur olika väderbetingelser påverkar antalet kollisioner och något generellt svar är svårt att ge. För vissa arter inträffar flest kollisioner när det är kallt och vinden är svag, framför allt på vintern. De uppvindar som då bildas är i regel svaga. Detta är exempelvis fallet för gamar i Spanien. Sambandet har förklarats med att gamar är tunga och behöver extra hjälp av uppvindar för att snabbt nå höjder ovanför vindkraftverken (Lucas et al. 2008). Om detta kan anses gälla även för svenska rovfåglar, som alla är mindre och lättare än Spaniens gamar, är tveksamt. Istället kan man här tänka sig ett mönster liknande det som noterats i Nordamerika. Där spenderar örnar och vråkar mer tid i farlig närhet av vindkraftverk på vindsidan av höjder, där gynnsamma hangvindar skapas vid höga vindstyrkor (Hoover & Morrison 2005, Smallwood et al. 2009). Det finns inga nordeuropeiska undersökningar av hur kollisionsfrekvensen påverkas av vädret.

5.1.9. Olycksfrekvenser vid vindkraftverk i Sverige

I två små undersökningar från 1980-talet redovisas ett fåtal döda nattflyttande tättingar på Gotland (Karlsson 1983). En kort sammanställning över *vilka arter* som hittats döda under svenska vindkraftverk publicerades nyligen (Ahlén 2010b). Denna undersökning bygger på data insamlade vid besök vid 160 vindkraftverk i Skåne och Blekinge samt på Öland och Gotland 2002 och 200 verk i södra Sverige 2008. Materialet har sedan kompletterats med

uppgifter från Naturhistoriska Riksmuseet, föreningar, universitet och länsstyrelser. Totalt omfattar listan 53 olika arter (tabell 5.4). Vid 25 % av de kontrollerade vindkraftverken hittades minst en död fågel. Listan omfattar sju rovfågelarter. För dessa redovisas också hur många döda individer som hittats totalt under svenska vindkraftverk fram till 2010; röd glada 12, havsörn 12, kungsörn 4, ormråk 3, fiskgjuse 2, fjällvråk 1 och duvhök 1 (Ahlén 2010b).

Tabell 5.4. Fågelarter som hittats döda under vindkraftverk i Sverige till och med januari 2010 (Ahlén 2010b).

Svenskt namn	Latinskt namn
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Knölsvan	<i>Cygnus olor</i>
Sångsvan	<i>Cygnus cygnus</i>
Grågås	<i>Anser anser</i>
Vitkindad gås	<i>Branta leucopsis</i>
Gräsand	<i>Anas platyrhynchos</i>
Snatterand	<i>Anas strepera</i>
Stjärtand/skedand	<i>Anas acuta/clypeata</i>
Kricka	<i>Anas crecca</i>
Ejder	<i>Somateria mollissima</i>
Alfågel	<i>Clangula hyemalis</i>
Havsörn	<i>Haliaeetus albicilla</i>
Fiskgjuse	<i>Pandion haliaetus</i>
Kungsörn	<i>Aquila chrysaetus</i>
Röd glada	<i>Milvus milvus</i>
Fjällvråk	<i>Buteo lagopus</i>
Ormråk	<i>Buteo buteo</i>
Duvhök	<i>Accipiter gentilis</i>
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>
Strandskata	<i>Haematopus ostralegus</i>
Ljungpipare	<i>Pluvialis apricaria</i>
Tofsvipa	<i>Vanellus vanellus</i>
Rödbena	<i>Tringa totanus</i>
Storspov	<i>Numenius arquata</i>
Morkulla	<i>Scolopax rusticola</i>
Enkelbeckasin	<i>Gallinago gallinago</i>
Skrattmås	<i>Larus ridibundus</i>
Fiskmås	<i>Larus canus</i>
Gråtrut	<i>Larus argentatus</i>
Silltrut	<i>Larus fuscus</i>
Havstrut	<i>Larus marinus</i>
Fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>
Skogsduva	<i>Columba oenas</i>
Ringduva	<i>Columba palumbus</i>
Kattuggla	<i>Strix aluco</i>
Berguv	<i>Bubo bubo</i>
Tornseglare	<i>Apus apus</i>
Större hackspett	<i>Dendrocopus major</i>
Sånglärka	<i>Alauda arvensis</i>

Svenskt namn	Latinskt namn
Ladusvala	<i>Hirundo rustica</i>
Hussvala	<i>Delichon urbica</i>
Järnsparv	<i>Prunella modularis</i>
Rödhake	<i>Erithacus rubecula</i>
Björktrast	<i>Turdus pilaris</i>
Taltrast	<i>Turdus philomelus</i>
Koltrast	<i>Turdus merula</i>
Lövsångare	<i>Phylloscopus trochilus</i>
Kungsfågel	<i>Regulus regulus</i>
Råka	<i>Corvus frugilegus</i>
Kråka	<i>Corvus corone</i>
Korp	<i>Corvus corax</i>
Bofink	<i>Fringilla coelebs</i>
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

5.2. Habitatförluster – störs fåglar av vindkraft?

Den direkta habitatförlust som uppkommer när man bygger vindkraftverk i ett område är antagligen begränsad, men det här problemet har inte ägnats något större intresse ännu så länge. Problematiken är ju inte heller specifik för vindkraft, utan bör bedömas enligt samma grunder som annan exploatering av mark.

Tabell 5.5. Antal undersökningar under häckningstid som visar på oförändrad eller ökad respektive minskad täthet av fåglar i anslutning till vindkraftsparker jämfört med situationen innan vindkraftsparken byggdes eller med jämförbart referensområde.

Artgrupp	Oförändrad eller högre täthet efter utbyggnad	Lägre täthet efter utbyggnad
Änder	6	5
Rovfåglar	5	5
Hönsfåglar	7	10
Vadare	25	44
Tättingar	125	74
Totalt	168	138

När det gäller indirekta habitatförluster, som exempelvis störning vid byggnation eller drift av vindkraftverk, har det däremot gjorts en hel del arbeten. Man har undersökt hur tätheten av fåglar förändras i ett område där man bygger vindkraft. Detta har som vanligt gjorts på lite olika sätt och det finns betydande skillnader i hur stora områden som inventerats liksom vilka metoder man har använt i fält och för analys. Det är därför svårt att få en enhetlig bild av effekterna och att kvantifiera dessa. Vi väljer istället att utgå från den mest omfattande sammanställningen som gjorts (Hötcker et al. 2006), tillför de resultat som presenterats senare, samt redovisar den samlade bild som då framträder (tabellerna 5.5 och 5.6). Vi avslutar med att redovisa den mest strikta vetenskapliga analys som gjorts av ämnet så här långt.

Nästan alla uppgifter om tätheter av fåglar vid vindkraftparker kommer från någon form av öppet landskap, eftersom det är i den miljön som större delen av dagens vindkraftverk finns. Det innebär att det finns resultat från jordbrukslandskap, kustnära miljöer och från havet men inte från skogsmiljö. Detta innebär också att det inte finns resultat som täcker alla grupper eller arter av fåglar och att vissa art- eller miljöspecifika samband än så länge kan vara okända.

Under häckningstid visar 55 % av undersökningarna oförändrade eller högre tätheter av fåglar i anslutning till vindkraftsparkerna, medan 45 % anger lägre tätheter. Mönstren skiljer sig mellan olika fåglar. Lägre tätheter i anslutning till vindkraftverk har påvisats särskilt ofta för hönsfåglar (fasan och raphöna, inte skogshöns) och vadare (Tabell 5.5).

Nämnas bör också att de detaljerade undersökningarna av dalripor i anslutning till vindkraftsparken på Smøla i Norge inte visade några skillnader i tätheter mellan parkområdet och ett referensområde (Bevanger et al. 2010). För tättingar överväger resultat som visar på oförändrade tätheter.

En annan rapport från Smøla visar att smålom helt försvunnit från det område där vindkraftsparken byggdes på ön, men om detta är beroende på vindkraften i sig eller på andra störningar som uppkommit i området är oklart (Halley & Hopshaug 2007).

Slutsatsen av denna sammanställning är att det inte finns några entydiga resultat i någondera riktningen. Negativa effekter har observerats för alla studerade grupper av fåglar, och avsaknad av effekter verkar också förekomma inom alla grupper. Vadare och möjligen hönsfåglar (fälthöns) framträder som de två grupper där vindkraft har visats ha övervägande negativa effekter under häckningstiden.

När det gäller andra delar av året är andelen negativa resultat högre. Det finns fler exempel på lägre tätheter i områden med vindkraft. Totalt sett visar 58 % av alla undersökningar negativa resultat. Lägre tätheter i anslutning till vindkraft överväger för gäss, änder och vadare, medan övriga grupper antingen visar på en övervikt för oförändrade tätheter eller i fallet med hönsfåglar lika många i båda grupperna (Tabell 5.6).

Resultaten från undersökningar i marin miljö visar att särskilt lommar och en del havsfåglar som exempelvis sulor tydligt undviker vindkraftparker. Samma beteende förekommer, dock mindre tydligt, hos vissa arter av marina änder och tärnor och möjligen även hos alkor. Detta gäller åtminstone under de inledande åren efter att parken byggts. Samtidigt visar måsfåglar och skarvar ett ökat utnyttjande, antagligen eftersom kraftverkens fundament erbjuder sittplatser (Petersen et al. 2006, Krijgveld et al. 2010, Leopold et al. 2010, Percival 2010).

Tabell 5.6. Antal undersökningar utanför häckningstid som visar på oförändrad eller ökad täthet respektive minskad täthet av fåglar i anslutning till vindkraftsparker jämfört med situationen innan vindkraftsparken fanns eller med referensområde.

Artgrupp	Oförändrad eller högre täthet efter utbyggnad	Lägre täthet efter utbyggnad
Gäss	2	15
Änder	2	22
Rovfåglar	27	23
Hönsfåglar	1	1
Vadare	35	72
Måsfåglar	19	15
Tättingar	34	19
Totalt	120	167

Specifika störningsavstånd, det vill säga de avstånd från vindkraftverk som fåglar undviker att vistas på eller där lägre tätheter registrerats, varierar kraftigt både mellan och inom arter samt mellan olika delar av året och mellan olika platser. Därför är det återigen svårt att redovisa generella resultat. Det framkommer dock att störningsavstånden i regel är mindre än 500 m, och oftast 100-200 m (Hötcker et al. 2006). En sammanställning av störningsavstånd för några fågelgrupper visas i tabell 5.7.

Trots den stora variationen finns några generella samband som grovt sett stämmer överens med den översiktliga bilden från tabellerna 5.5 och 5.6. Störst störningsavstånd hittar vi hos gäss, änder och vadare, medan de kortaste finns hos rovfåglar och tättingar. Ute till havs har man inte kunnat mäta störningsavstånd på samma sätt som i landmiljö. Istället har man mätt tätheter av fåglar i olika zoner runt större vindkraftsparker. När det gäller lommar har man funnit reducerade tätheter upp till 2 km från vindkraftparkerna (Petersen et al. 2006).

Fåglar vänjer sig ofta vid upprepade men ofarliga störningar och störningseffekten blir därmed efterhand mindre. Hur detta förhåller sig när det gäller vindkraftverk framgår till viss del av Hötcker et al. (2006). I tabellerna 5.8 och 5.9 har vi kompletterat deras sammanställning med några senare uppgifter. Resultaten är dock inte entydiga i det här fallet heller. Antalet undersökningar där man konstaterat att störningsavståndet minskar med tiden är ungefär lika många som de där man inte sett någon förändring. Detta gäller både under och utanför häckningstiden. Man har dock noterat ett minskande störningsavstånd i samtliga undersökningar av änder och hönsfåglar. Undersökningarna är gjorda endast ett fåtal år efter det att vindkraft byggts på platsen. De registrerade förändringarna har varit små och någon tillvänjning på individuell nivå har inte påvisats.

Tabell 5.7. Störningsavstånd (m) för olika fågelgrupper under häckningstid och icke häckningstid. Intervallet som visas är medelvärde ± standardavvikelse för resp. grupp. (från Hötker et al. 2006).

Fågelgrupp	Störningsavstånd Medelvärde (m)	Störningsavstånd Variation (m)	Antal studier
Häckningstid			
Änder	103	47-159	8
Vadare	203	30-376	32
Tättingar	65	0-190	105
Icke häckningstid			
Häger	65	0-62	6
Svanar	150	19-289	8
Gäss	373	146-559	13
Änder	230	89-371	30
Rovfåglar	38	0-87	29
Vadare	221	10-432	89
Måsfåglar	105	0-286	21
Duvor	160	0-355	5
Tättingar	40	0-112	38

Det finns ändå ett par exempel på att undvikandeavståndet minskat med tiden. Födosökande spetsbergsgäss minskade avståndet från 200 meter till 125 meter och från 100 meter till 25 meter vid två olika parker i Belgien under åtta till tio år (Madsen & Boertmann 2008). Vid Horns rev utanför Danmarks västkust har antalet sjöorrar efterhand ökat vid den stora vindkraftsparken som stod färdig 2002 (Petersen & Fox 2007), men om detta beror på tillvänjning till vindkraftsparken eller något annat är inte klart.

Tabell 5.8. Antal undersökningar som visar på oförändrat eller minskat störningsavstånd under häckningstid i takt med att vindkraftverk/park har funnits på en plats under några år (från Hötker et al. 2006 och kompletterad).

Fågelgrupp	Oförändrat störningsavstånd	Minskat störningsavstånd
Änder	0	2
Hönsfåglar	0	6
Vadare	9	8
Duvor	1	0
Tättingar	31	22
Totalt	41	38

Tabell 5.9. Antal undersökningar som visar på oförändrat eller minskat störningsavstånd under icke häckningstid vid vindkraftverk/parker som funnits under några år (från Hötker et al. 2006 och kompletterad).

Fågelgrupp	Oförändrat störningsavstånd	Minskat störningsavstånd
Gäss	1	2
Änder	0	7
Rovfåglar	3	2
Vadare	7	6
Måsfåglar	3	2
Duvor	1	1
Tättingar	2	2
Totalt	17	21

Det skulle även kunna vara så att störningsavstånden efterhand ökar. Detta är ett möjligt scenario om gamla fåglar är så hemortstroga att de inte överger lokalen, samtidigt som unga fåglar undviker att etablera sig där på grund av kraftverken. Efterhand som gamla fåglar dör kommer då de observerade störningsavstånden att öka. Detta anges som en av orsakerna till det gradvis minskande antalet orrar vid några vindkraftverk i Alperna (Zeiler & Grünschachner-Berger 2009). I en metaanalys av resultaten från 19 vindkraftparker spridda över Europa och Nordamerika hittades ett tydligt samband mellan tiden efter att vindkraftverken byggdes och tätheten av fåglar. Längre drifttider resulterade i allt lägre täthet av fåglar (Stewart et al. 2007). Detta belyser vikten av långa undersökningar, när man vill utvärdera följderna av vindkraftsetableringar.

Precis som när det gäller antalet kollisioner mellan fåglar och vindkraftverk så har man undersökt om vindkraftverkens storlek påverkar störningsavståndet. Detta har studerats för 17 arter under häckningstid och för 16 arter utanför häckningstid. Endast i ett fall (tofsvipa utanför häckningstiden) visade sig höjden ha betydelse (Hötker et al. 2006).

Registrerade störningsavstånd kan även bero på tillgången på den miljö som fåglarna föredrar. Om en sparsamt förekommande men föredragen miljö finns i närheten av vindkraftverk kan detta leda till kortare störningsavstånd. Detta tros vara orsaken till skillnad i störningsavstånd för vitkindade gäss på Gotland och i Tyskland. På Gotland var förekomsten av alternativa fält utan kraftverk liten och där födosökte gässen så nära som 25 meter från kraftverken (Percival 2003). I Tyskland, med gott om alternativa fält, födosökte gässen sällan på avstånd närmare än 350 m från vindkraftverken och antalet gäss var lägre än förväntat på upp till 600 m avstånd (Percival 2003).

Stewart et al. (2007) genomförde den hittills mest strikta och vetenskapligt korrekta sammanställningen av hur fågeltätheter påverkas av vindkraft. Analysen följde så kallad ”evidens-baserad” metodik, vilket i korthet innebär att man följer ett strikt protokoll när det gäller vilka undersökningar man tar med och hur man analyserar de sammanvägda resultaten. För att bli inkluderade måste undersökningarna uppfylla vissa krav på upplägg och genomförande.

Opåverkade referensområden måste finnas med som jämförelse till varje enskild studie. De utvalda studierna analyseras sedan med strikta statistiska metoder, så att man kommer fram till ett sammanvägt resultat. Detta sätt att arbeta kommer från medicinen där det använts länge.

Man började med att ställa upp ett antal frågor som man ville besvara:

1. Påverkar vindkraftverk fågeltätheter?
2. Påverkas vissa fågelgrupper mer än andra?
3. Är antalet vindkraftverk i en park betydelsefullt för hur stor påverkan blir?
4. Kan andra ekologiska faktorer eller vindkraftsparkers utformning förklara hur stor påverkan blir?

Sedan gjordes en omfattande litteratursökning och i slutänden fick man fram 19 arbeten som uppfyllde alla kriterier. Med den här metoden offrar man således kvantitet för kvalitet på de arbeten som till slut inkluderas. Man kunde konstatera att det fanns en sammantagen negativ effekt av vindkraftverk på tätheten av fåglar och att det var andfåglar som drabbas (störs) mest av vindkraftverk, följt av vadare. Störningseffekter konstaterades även för rovfåglar och småfåglar, men dessa var av mindre omfattning. Man fann ingen effekt av antalet verk per park men däremot att verkens uteffekt hade en viss betydelse, på så vis att mindre verk ledde till större störningar än större verk. Hur länge en vindkraftspark funnits på en plats hade en klar effekt på så vis att störningarna successivt ökade. Tätheterna av fåglar i anslutning till vindkraftverken minskade ju längre verken funnits på platsen. Till sist fann man att störningseffekterna ökade med latituden. Effekterna blev kraftigare längre norrut (Stewart et al. 2007).

Till viss del stämmer resultaten av denna analys överens med vad vi beskriver ovan, exempelvis när det gäller vilka fågelgrupper som förefaller störas mest. Samtidigt finns en del andra resultat som inte riktigt stämmer överens. Precis som författarna skriver ska man vara medveten om att även om denna analys är mycket korrekt utförd, baseras den på få undersökningar och mönstret hade inte nödvändigtvis blivit detsamma om fler studier inkluderats.

5.3. Barriäreffekter

Hötker et al. (2006) sammanfattade 168 observationer från landbaserade vindkraftverk där både enstaka observationer och mer omfattande undersökningar av barriäreffekter inkluderades. Det går dock inte att dra några mer detaljerade slutsatser av analysen, eftersom författarna bara bedömde om observationerna visade på en barriäreffekt eller inte. De bedömde inte *hur stor* effekten var. Samtidigt sattes en väldigt låg gräns för klassning av observerat beteende såsom en barriäreffekt. Om minst 5 % av observerade individer av en art ändrade flygriktning eller höjd vid mötet med vindkraftverk bedömdes

det som en barriäreffekt. Med denna klassning fann de att av de 168 observationerna uppvisade 104 (62 %) barriäreffekter. Observationerna fördelades på 91 arter. För 82 av dessa visade någon av observationerna på barriäreffekter. Effekter återfanns inom alla grupper.

Resultaten av de detaljerade undersökningar som genomförts med hjälp av radar och visuella mätmetoder vid havsbaserade anläggningar i Sverige och Danmark är mer intressanta för vårt vidkommande. Flyttande sjöfåglar (mest ejder) ändrade riktning när de närmade sig mot två små vindkraftsparker (sju respektive fem kraftverk) i Kalmarsund (Pettersson 2005). De undvek att flyga i närheten av vindkraftverken. Detta minskade självklart risken för kollisioner men ökade samtidigt flygsträckan något. Fåglarna reagerade och ändrade flygriktning på ett avstånd av 1-2 km under dagtid och i god sikt. Endast 3 % av de passerande flockarna passerade vindkraftsparkerna på < 500 m avstånd. Beteendet var detsamma även under natten med den enda skillnaden att riktningförändringen skedde på kortare avstånd, i regel 0,5-1 km (Pettersson 2005). Samma beteende observerades även under nätter med nedsatt sikt, även om det var förhållandevis få fåglar som fortsatte sin flyttning under sådana omständigheter (Pettersson 2011).

Vid de stora danska vindkraftsparkerna vid Horns rev (80 kraftverk) och Nysted (72 kraftverk) noterades att 71-86 % respektive 78 % av alla fåglar (främst ejder och andra sjöfåglar), som flög mot vindkraftsparkerna, undvek att flyga igenom dem (Petersen et al. 2006). Andelen flockar som passerade genom den yta där Nystedparken idag står minskade från 40 % av det totala antalet passerande flockar i undersökningsområdet före till 9 % efter byggnationen. Flygriktningen ändrades ibland så långt som 5 km från vindkraftverken men i regel skedde det på närmare håll (1-2 km). Precis som i Kalmarsund noterades samma beteende på natten, med då påbörjades undanmanövrarna på kortare avstånd från vindkraftsparkerna. De fåglar som trots allt flög igenom vindkraftsparkerna flög i regel mitt i de korridorer som bildas mellan raderna av kraftverk, och maximerade på så sätt ändå avstånden till verken (Desholm & Kahlert 2005, Petersen et al. 2006).

De extra flygsträckor som undvikandet av existerande vindkraftsparker medför för flyttande sjöfåglar är således små. Detta innebär även att den extra energiförbrukning som blir konsekvensen av att undvika en vindkraftspark är liten. Siffror beräknade på data från Nysted visar exempelvis på att kostnaden för en ejders totala flyttningsresa (1400 km) förväntas vara 0,5-0,7 % högre på grund av undvikandet av just den parken (Petersen et al. 2006). Den extra flygsträckan och energiförbrukningen till följd av barriäreffekter vid vindkraftsparker är därmed försumbar när det gäller enskilda anläggningar, men kumulativa effekter av många parker längs en hel flyttningsväg ökar givetvis kostnaden och risken för eventuella konsekvenser (Masden et al. 2009). Den minskade kollisionsrisken som noterade beteenden innebär är troligen av mycket större *positiv* betydelse för populationerna än den *negativa* betydelsen av den ökade energiåtgången.

Tabell 6.1. Dödsorsaker hos kungsörnar inlämnade som statens vilt under åren 1993-2008. Siffror från Nordiska Riksmuseet och Statens Veterinärmedicinska Anstalt (Johansson 2009).

Dödsorsak	Antal
Kollisioner med tåg	79
Kollisioner och elchocker vid kraftledningar och transformatorer	45
Yttre skador av okänd härkomst	25
Kollision med bil, buss och lastbil	14
Sjukdomar	11
Påskjutna/illegal jakt	11
Svält	9
Blyförgiftning	8
Vindkraftverk	4
Dödade i slagfällor	2
Dödad av hundägaren vid anfall mot hund	2
Revben i matstrupe/magsäck	2
Dödad av lodjur	1
Avlivad vid anfall på en människa	1
Drunknad av okänd orsak	1
Ihjälskrämd i hönsbus	1
Troligen dödad av annan örn	1
Summa	217

6. Vindkraftens effekter i perspektiv

I Sverige bedöms oljeutsläpp döda uppåt 100 000 fåglar per år, kraftledningar och liknande 200 000 och fönsterrutor 500 000 fåglar. De viktigaste dödsorsakerna kopplade till mänskliga aktiviteter för fåglar är dock trafik och katter. I trafiken bedöms 6-7 miljoner fåglar dö årligen och katter bedöms döda uppåt 10 miljoner fåglar årligen i Sverige (Dahlfors 2006). En utbyggnad till 5000 vindkraftverk till 2020 skulle, om kollisionsfrekvensen förblir 2,3 fåglar per vindkraftverk och år (se 5.1.1), medföra att 11 500 fåglar dödas årligen. I jämförelse med annan dödlighet är detta inte särskilt mycket, men effekten beror givetvis på vilka arter som drabbas och var dödligheten sker.

En viktig fråga i sammanhanget är om dödligheten vid vindkraftverk är additiv eller kompensatorisk. Är den additiv kan den långsiktigt tänkas leda till negativ påverkan på vissa populationer (minskande populationsstorlek), särskilt om dessa av andra skäl redan visar en stabil eller nedåtgående trend. För en population i ökning behöver en additiv förhöjd dödlighet inte få samma konsekvenser, utan kan exempelvis enbart leda till en minskad ökningstakt. Om dödligheten är kompensatorisk, skulle de dödade fåglarna ha dött av andra orsaker om inte vindkraften funnits. I det senare fallet har olyckorna vid vindkraftverk ingen betydelse för populationsstorleken.

Även om vindkraften inte utgör någon större fara för fåglar, kan den möjligen, beroende på hur stor dödligheten är, påverka vissa arter eller populationer negativt. Detta gäller i första hand större rovfåglar (se 5.1.4 och 5.1.8). Huruvida en framtida kraftig vindkraftutbyggnad riskerar att påverka vissa arter negativt beror på var verken placeras och vilka arter som finns där. En potentiellt känslig art är kungsörn. För jämförelsens skull redovisar vi (tabell 6.1) olika orsaker till konstaterad dödlighet hos kungsörn fram till 2008. Det är dock viktigt att påtala att antalet inrapporterade fåglar och fastställda dödsorsaker knappast motsvarar de verkliga, eftersom viss dödlighet är lättare att upptäcka än annan. De flesta inrapporterade örnar har dött av människorelaterade orsaker (77 %) medan de som dött av andra orsaker antagligen är kraftigt underskattade. En stor fara för kungsörnar är tågtrafiken, vilken står för 48 % av den totala registrerade dödligheten. I andra hand kommer kraftledningar och transformatorer (21 %). De kungsörnar som dödas av vindkraft är få i det här materialet (4 individer; 1,8 %). Dessa data insamlades dock under en tid då vindkraftverken fortfarande var få.

Tabell 6.2. Dödsorsaker hos havsörnar inlämnade som statens vilt under åren 2002-2007. (Helander & Bignert 2008). Observera att tabellen visar fördelningen 2008. Antalet och förmodligen även andelen havsörnar som dödas av vindkraftverk har ökat sedan dess.

Dödsorsak	Antal
Blyförgiftning	17
Okänd anledning	8
Kollisioner och elchocker vid kraftledning ningar och transformatorer	6
Troligen dödad av annan örn	4
Kollision med tåg	2
Yttre skador av okänd härkomst	2
Kollision med bil, buss och lastbil	2
Sjukdomar	2
Vindkraftverk	2
Kollision med flygplan	1
Drunknad	1
Summa	47

På samma sätt har dödsorsaker för inlämnade havsörnar undersökts (tabell 6.2). Även i detta fall överväger de människoorsakade dödsfallen, vilka utgör 86 % av det totala antalet. Orsakerna är dock inte desamma som för kungsörn. Blyförgiftning är den viktigaste människoorsakade dödsorsaken och utgör 36 %. Havsörnar får i sig bly genom att de äter sjöfåglar som bär på blyhagel efter att ha blivit påskjutna vid jakt (Helander & Bignert 2008). Vindkraften orsakade 4 % av dödsfallen, det vill säga lite större andel än för kungsörn. Skillnaden beror antagligen på att fler vindkraftverk fanns i närheten av havsörnar under den aktuella perioden. Sedan sammanställningen (tabell 6.2) gjordes, har ytterligare 10 havsörnar rapporterats dödade av vindkraftverk (avsnitt 5.1.9). Vindkraftens andel av dödade havsörnar i Sverige har alltså ökat under de senaste åren, som en konsekvens av att fler vindkraftverk har byggts.

7. Känsliga förekomster av fåglar – hjälp vid planering

I avsnitt 3 redogjorde vi för fågelfaunans fördelning över landet. I det följande ges en mer detaljerad redovisning av var i landet vi hittar de fåglar som enligt vår sammanställning ovan är mest utsatta för kollisionsrisker eller habitatförluster i samband med vindkraftsutbyggnad. Vi redovisar också länsvis var det finns områden som regelbundet håller större koncentrationer av fåglar. Tillsammans med kunskap om olika arters miljökrav kan denna information användas vid planering av vindkraftetableringar i exempelvis ett län eller en kommun. I bilaga 1 redovisas länsvis hur häckande rovfåglar, hönsfåglar och vadare är fördelade över Sverige.

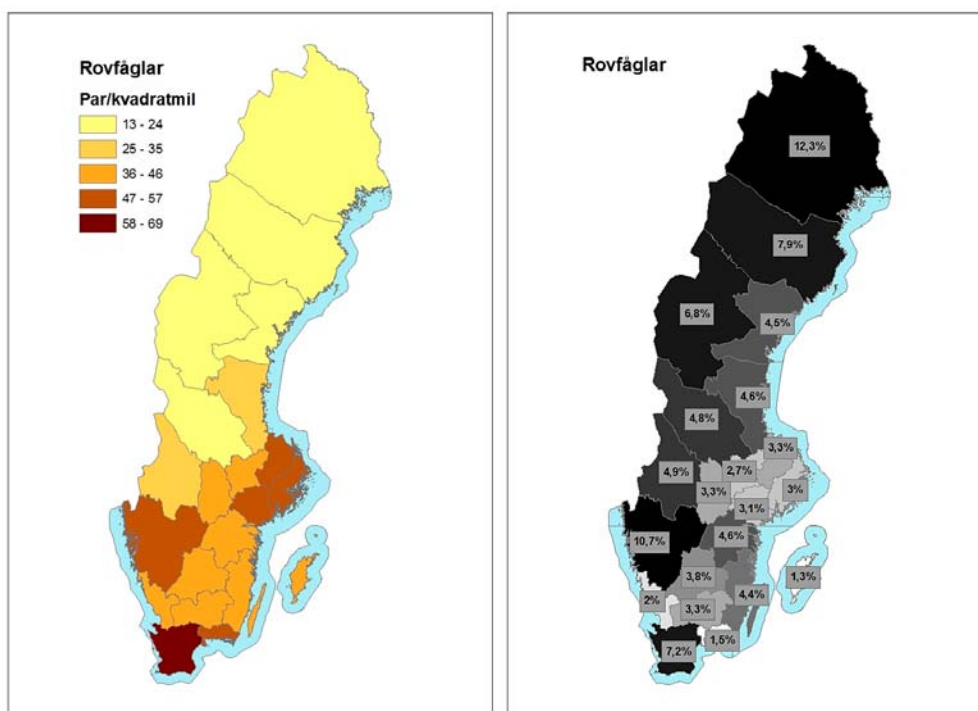
7.1. Häckande rovfåglar

Rovfåglar är den grupp fåglar som riskerar att drabbas hårdast av kollisioner med vindkraftverk (se 5.1.4 och 5.1.8). Det finns därför anledning att titta närmare på hur rovfåglarna fördelas över landet. Tätheterna är högst i södra Sverige och minskar norrut (figur 7.1). Att tätheterna av rovfåglar är högst i söder beror på födotillgången. Mönstret är detsamma som för fåglar i allmänhet. Högst tätheter av rovfåglar finns i Skåne, vilket först och främst beror på tät bestånd av röd glada och ormråk. I Skåne län finns närmare 70 rovfågelpar per kvadratmil. Andra län med höga tätheter av rovfåglar är Blekinge, Västra Götalands, Södermanlands, Stockholms och Uppsala län med 50 par eller mer per kvadratmil. I de nordliga länen, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län, är tätheten under 15 par per kvadratmil. Detta mönster gäller rovfåglar som grupp. För enskilda arter är bilden mer komplicerad.

Eftersom tätheten av rovfåglar är högst i söder, är den generella risken för kollisioner mellan rovfåglar och vindkraftverk störst i södra Sverige. Tätheten och kollisionsrisken avtar därmed successivt mot norr. Om vi istället koncentrerar oss på de arter som hittats döda i större antal vid vindkraftverk blir mönstret detsamma, med högst täthet i söder och lägst i norr. Även om vi bara tar hänsyn till de sex stora och medelstora arterna röd glada, havsörn, ormråk, fjällvråk, kungsörn, fiskgjuse och den mindre tornfalken finner vi att tätheterna fördelar sig på samma sätt. Högst tätheter av de utvalda arterna finns i Skåne (40 par/mil²), följt av Blekinge län, Västra Götalands län och de tre länen kring östra Mälardalen (alla med 18-25 par/mil²). Lägst tätheter finns i de tre stora Norrlandslänen samt i Dalarnas län (< 5 par/mil²), men även Värmlands och Västernorrlands län har låga tätheter (< 10 par/mil²).

Pilgrimsfalk och jaktfalk är ytterligare två arter som är att betrakta som känsliga. Att det finns risk för kollisioner med vindkraftverk bekräftas av att några pilgrimsfalkar har hittats döda i tyska vindkraftparker. De här arterna är fåtaliga jämfört med andra rovfåglar och jaktfalken är även geografiskt begränsad.

Figur 7.1 visar dels tätheter och dels den procentuella fördelningen av häckande rovfåglar uppdelat på län. Det framgår att flera av Norrlandslänen har betydligt glesare bestånd men samtidigt större andelar av de totala populationerna än de sydsvenska länen. De senare står endast för någon enstaka procent av alla landets häckande rovfåglar. Detta är givetvis en effekt av att det är så stora skillnader i arealer mellan de sydliga och de nordliga länen. Men ur risksynpunkt är alltså tätheter och känslighet hos de olika arterna det som spelar störst roll.

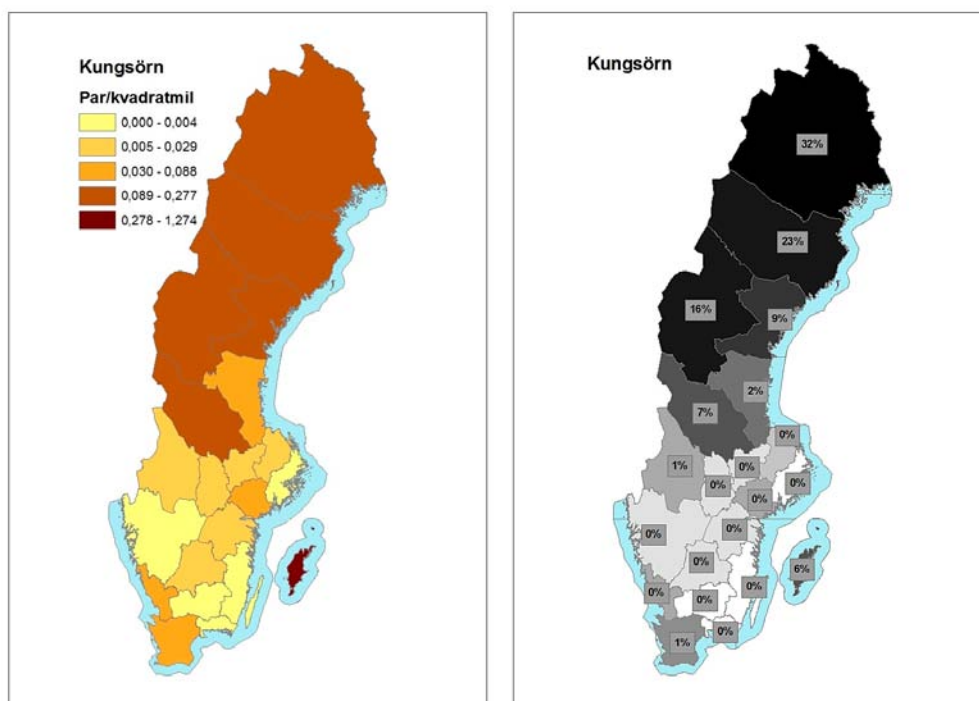


Figur 7.1. Tätheter av häckande rovfåglar i Sveriges 21 län (vänster) samt den procentuella andelen av Sveriges rovfåglar som häckar i respektive län (höger).

7.1.1. Röd glada, havsörn och kungsörn

I det följande ger vi en närmare beskrivning av de tre rovfågelsarter som bedöms som mest riskutsatta och där behov av att minimera riskerna är särskilt påkallade. Röd glada är den rovfågel som oftast hittats död under vindkraftverk i Tyskland, och den har även påträffats död under vindkraftverk i Sverige (Ahlén 2002, 2010b). Arten var tidigare hårt drabbad av miljögifter och förföljelse och var ett tag nära att försvinna från Sverige. Förstärkt skydd och minskad hotbild har emellertid resulterat i kraftig återhämtning av beståndet, och som en följd av detta är den inte längre nationellt rödlistad. Internationellt är den dock klassad som *nära hotad* (NT), eftersom den minskar i en del länder. Den är upptagen i EUs fågeldirektiv lista 1 (<http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3353>).

Den svenska populationen av röd glada utgör ca 10 % av världspopulationen. Utbredningen är i stort sett begränsad till Europa. I Sverige har den en sydlig utbredning och 95 % av beståndet finns i Skåne. Arten är under långsam spridning norrut. Den svenska populationen överstiger 2 000 par. Nuvarande utbredningsområde, med så kraftig dominans i Skåne, gör att det är i detta län som risken för kollisioner är som störst.



Figur 7.2. Tätheter av häckande kungssörnar i Sveriges 21 län (vänster) samt den procentuella andelen av Sveriges kungssörnar som häckar i respektive län (höger).

I Skåne finns för närvarande (2011) drygt 300 vindkraftverk (www.lansstyrelsen.se/skane). För att få en uppfattning om hur dessa skulle kunna påverka populationen av röd glada, kan vi göra en enkel beräkning. Låt oss först anta att den olycksfallsfrekvens som observerats i andra rovfågelrika områden (0,10 döda rovfåglar per vindkraftverk och år), gäller även för rovfåglar i Skåne. Vi antar också att 1/3 av de rovfåglar som dödas av vindkraftverk i Skåne är röda glador (vilken utgör 1/3 av de i Skåne häckande särskilt riskbenägna arterna). Detta innebär att ungefär 10 röda glador ($300 \times 0,1 \times 1/3$) förölyckas vid vindkraftverk i Skåne varje år, vilket motsvarar 0,25 % (10/4000) av det häckande beståndet. Eftersom det inte enbart är gamla, häckande glador som kolliderar med vindkraftverk är andelen av det totala antalet ännu lägre. Förutsatt att våra antaganden är riktiga, är påverkan på beståndet av röd glada i Skåne således liten.

Havsörnen är nationellt rödlistad i kategorin *nära hotad* (NT) och listad i EUs fågeldirektiv lista 1. Den var tidigare hårt utsatt och både populationsstorlek och utbredningsområde var kraftigt begränsade över hela Europa.

Sedan 1970-talet har den återhämtat sig och den är inte längre internationellt rödlistad. Den svenska populationen av havsörn utgörs av ungefär 500 par, vilket är 5 % av det europeiska beståndet (Helander 2009).

Precis som gladan så är havsörnen symbol för framgångsrikt naturvårdsarbete. Beståndet är inne i en kraftig tillväxtfas, efter att ha varit starkt hotat i mitten av 1900-talet. Då fanns den kvar bara i vissa skärgårdsområden och i delar av Norrlands inland, men nu häckar den åter i de flesta av Sveriges län och spridningen fortsätter. Högst tätheter finns i länen längs ostkusten från Uppsala i norr till Kalmar i söder. Knappt 60 % av landets häckande havsörnar finns i dessa län. Allra högst täthet finns i Stockholms län. Sett i absoluta tal finns flest havsörnar i Norrbottens län, men på grund av länets stora yta är tätheterna låga. Tätheterna i länen längre söderut längs ostkusten är i genomsnitt sju gånger högre än i Norrbottens län (Helander 2009).

Havsörnen är jämfört med röd glada mera spridd och glest förekommande, vilket gör det svårare att på länsnivå peka ut särskilda riskområden. Snarare är vissa miljöer särskilt viktiga för arten. Dit hör kustområden längs hela Östersjökusten, Bottenviken och Bottenhavet, men också större sjöar med tyngdpunkt i södra Sverige. I dagsläget är de häckande populationerna relativt svaga i Jämtlands, Jönköpings och Hallands län, men om spridningen fortsätter kommer antagligen även dessa områden att besättas efterhand (Helander 2009).

Den tredje särskilt känsliga arten är kungsörnen. Även denna har ökat kraftigt i antal och delvis återtagit sitt tidigare utbredningsområde. Förekomsten är dock fortfarande gles i Götaland och en fortsatt ökning av beståndet är att vänta. Kungsörnen är nationellt rödlistad i kategorin *nära hotad* (NT) samt upptagen i EUs fågeldirektiv lista 1. Arten är inte längre internationellt rödlistad. Den svenska kungsörnsstammen består av ungefär 500 par, vilket är 5 % av det europeiska beståndet (Hjernquist 2011).

Även om kungsörnen idag åter häckar i de flesta av Sveriges län så finns de allra flesta (87 %) paren i de fyra nordligaste länen samt i Dalarnas län. De ojämförligt högsta tätheterna finns dock på Gotland, även om Gotlands kungsörnar bara utgör 6 % av landets bestånd (figur 7.2). Tätheten på Gotland är ändå fyra till åtta gånger högre än i de län där de flesta häckande paren finns. Gotland är således det län där risken för vindkraftkollisioner kan väntas vara störst. Enstaka döda kungsörnar (sju fåglar fram till 2011) har hittats under några av Gotlands 150 vindkraftverk (Hjernquist 2011). Systematiska inventeringar saknas, varför det egentliga antalet sannolikt är högre. Låt oss ändå göra motsvarande räkneövning som för den röda gladan i Skåne. Vi antar att den totala olycksfrekvensen är 0,1 rovfåglar (av de mest riskbenägna arterna) per vindkraftverk och år och att kungsörnar utgör 11 % av Gotlands häckande rovfåglar (av de aktuella arterna). Vi kan således räkna med att en eller två kungsörnar om året förolyckas vid vindkraftverk på Gotland ($150 \times 0,1 \times 0,11 = 1,65$), vilket motsvarar 2,8 % av den häckande populationen på ön ($1,65/0,06 \times 1000 = 0,028$). På samma vis som för den röda gladan så är det inte enbart gamla, häckande fåglar som förolyckas vid gotländska vindkraftverk och andelen av det totala antalet kungsörnar som finns på Gotland som förväntas kollidera med vindkraftverk är därför något lägre.

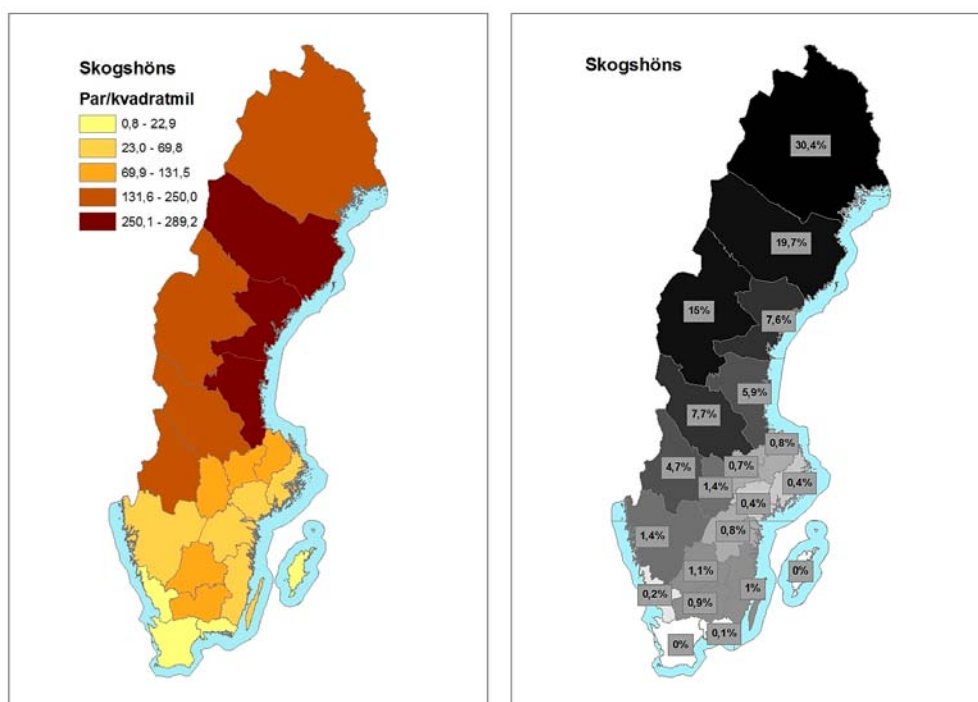
Precis som för havsörnen är förekomsten av kungsörn i landet mestadels gles. Lägst är tätheten av kungsörn längs kusterna, där istället havsörnen har sin huvudsakliga utbredning. Huvuddelen av de svenska häckningsplatserna finns i skogsmark i norra Sverige, ofta i anslutning till höjdlägen, vilka kan väntas bli intressanta för vindkraftetablering. Här finns en uppenbar risk för konflikter mellan vindkraft och skyddet av örnar. Här rekommenderar vi samarbete med organisationen Kungsörn Sverige (<http://kungsorn.org/>), vilken är en sammanslutning av lokala och regionala örngrupper.

För att minimera riskerna för de svenska örnpopulationerna krävs hänsynstagande på lokal nivå i de områden där de häckar och framför allt en översyn av den samlade eventuella påverkan som kan ske i samband med storskalig utbyggnad. I ett pågående projekt inom Vindval (<http://www.naturvardsverket.se/Vindval>) studeras för närvarande hur häckande kungsörnar använder sig av landskapet inom sina revir. Resultat från projektet förväntas under 2012. Den typen av kunskap utgör ett viktigt underlag för att kunna bedöma hur man på bästa sätt kan utarbeta lokal hänsyn vid häckningsplatser för kungsörn. Dessutom behövs kännedom om var örnarna förekommer under vintern, särskilt var de samlas i större antal. Tidigare förekom omfattande utfodring vintertid, i syfte att stärka överlevnaden hos örnarna, men efterhand som stammarna vuxit till har fler och fler av dessa matningsplatser upphört. För båda örnarterna finns idag utarbetade åtgärdsprogram och pågående projekt (Helander 2009, Hjernquist 2011).

7.2. Häckande skogshöns och ripor

Hönsfåglar kolliderar relativt ofta med vindkraftverk och andra konstruktioner (se 5.1.4). Det finns också ett stort intresse för hönsfåglar, särskilt skogshöns och ripor, från jakt- och naturvårdshåll. Man skall dock vara medveten om att riskerna för påverkan från vindkraft på populationer av skogshöns och ripor är nästan obefintliga, men lokal påverkan kan möjligen förekomma.

Tätheten av skogshöns (tjäder, orre och järpe) och ripor (dalripan och fjällripan) är högst i Norrland samt i Dalarnas och Värmlands län och lägst på Gotland och i Skåne (figur 7.3). Skillnaderna mellan de olika landsdelarna är stora och tätheterna i Götaland är blott en femtedel så höga som i Norrland. Detta gäller för hönsfåglar i allmänhet men även generellt för de enskilda arterna. Av de fem arterna är det dock endast orren som förekommer i alla län. Mest begränsad utbredning har fjällripan som endast förekommer i fjällkedjans högre delar och i de nordligaste länen. Dalripan förekommer i Norrland samt i Dalarnas och Värmlands län. Tjäder och järpe finns i alla län utom Gotland. Samtliga arter utom fjällripan är knutna till skog. Ingen av arterna är rödlistad i Sverige men tjäder, orre och järpe är upptagna i EUs fågeldirektiv lista 1. De län som hyser de största andelarna av de svenska populationerna följer grovt sett de län som har de högsta tätheterna (Figur 7.3).



Figur 7.3. Fördelning av tätheter av häckande skogshöns (tjäder, orre, järpe) och ripor (dalripa, fjällripa) på Sveriges 21 län (vänster) samt den procentuella andelen av Sveriges skogshöns och ripor som häckar i respektive län (höger).

Till skillnad från större rovfåglar är populationerna av hönsfåglar så stora och väl spridda att effekter av vindkraftetableringar på populationer knappast kan komma ifråga. För de lekande arterna tjäder och orre är förhöjda lokala tätheter emellertid förknippade med vissa miljöer. För tjäder finns spelplatserna i uppvuxen skog och för orre finns de vanligen på stora, öppna mossar. Sådana miljöer är därför viktiga för de här arterna. Det finns generellt ett behov av bättre kunskap om betydelsen av störningar vid lekplatser för tjäder och orre. Mer specifikt behöver vi veta om vindkraftverk påverkar lek- och häckningsframgång.

7.3. Häckande vadare

Vadarna undviker ibland att häcka i anslutning till vindkraftverk (se 5.2.). De finns med i kollisionstatistiken (tabell 5.3 och 5.4), men som grupp verkar de inte kollidera oftare än andra fåglar. Många vadarter är knutna till särskilda miljöer. I flera fall minskar de sydliga bestånden, vilket gör dem särskilt sårbara för ytterligare påverkan och motiverar en närmare granskning. Vi redovisar här den geografiska fördelningen av de 29 vadarter som häckar regelbundet i Sverige.

Tätheterna av vadare totalt följer inte samma syd-nord eller nord-sydgradienter, som fåglar i allmänhet. De allra högsta tätheterna av vadare finns i sydöstra Sverige på Gotland och i Kalmar län (främst Öland). I båda fallen beror de höga tätheterna på de stora arealer havsstrandängar som finns där.

De tredje högsta tätheterna av vadare finns i Norrbottens län. Det är inte alls så markanta skillnader i tätheter av vadare mellan olika län som för de fågelgrupper vi tittat närmare på tidigare. Generellt finns vadare i ganska goda tätheter i alla län. Istället för att utgå från enskilda län får man därför identifiera de miljöer och lokaler som är särskilt viktiga. De tre stora norrlandslänen hyser tillsammans drygt hälften av Sveriges vadare.

De flesta vadare är knutna till våta miljöer. I jordbrukslandskapet finns också betydelsefulla häckningsplatser men kanske framför allt viktiga rastnings- och övervintringsområden. Strandängar hyser oftast de allra högsta tätheterna av vadare. Även myrmarker i skogslandet och i fjällen är viktiga för vadare och till stor del bidrar detta till de höga tätheterna i Norrbottens län. Stora, öppna och blöta myrar är oftast de som hyser de högsta tätheterna. Lokalt kan fjällhed och skärgård vara betydelsefulla. Det finns även några arter som häckar i skogsmiljö.

Våtmarker, strandängar och större myrar är generellt att betrakta som känsliga när det gäller vadare, och där riskerna för påverkan från vindkraft är högre än i andra miljöer. Eftersom störningsavstånden i regel är korta (se 5.2.), kan man antagligen undvika negativa effekter, om man placerar vindkraftverk en bit utanför det aktuella området (förslagsvis 500 m). Känsliga strandängsmiljöer utgör oftast smala remsor i landskapet. De finns i stort sett i hela Sverige, men de är flest och störst på Öland och Gotland.

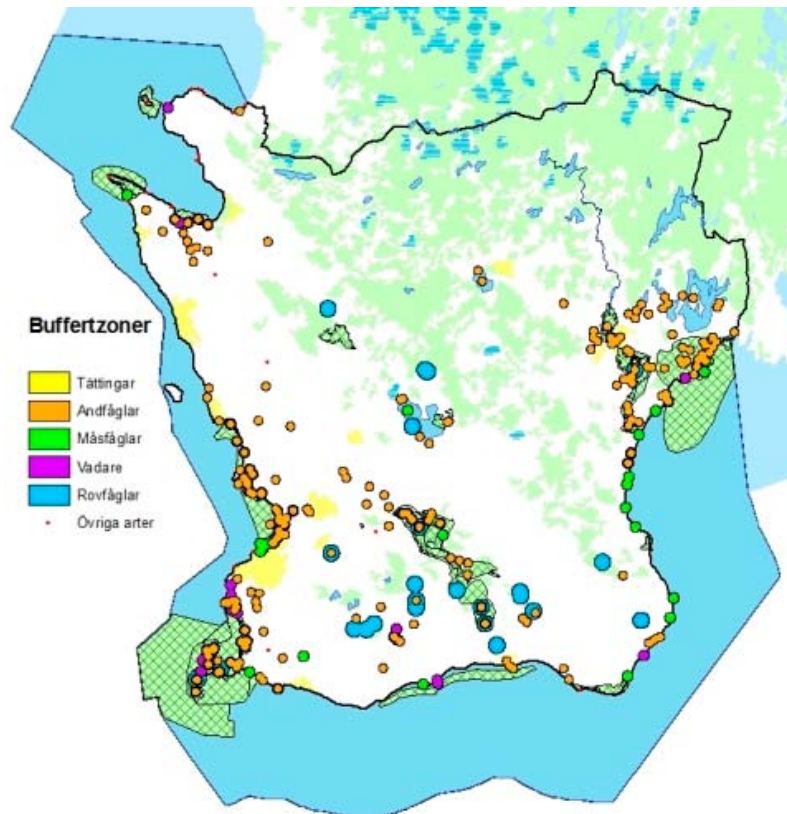
Åtta i Sverige häckande arter av vadare är nationellt rödlistade, nämligen sydlig kärrsnäppa (CR), brushane (VU), myrpov (VU), rödspov (CR), storspov (VU), drillsnäppa (NT) och roskarl (VU). Tätheten av dessa arter sammantaget är högst i de tre stora norrlandslänen och den avtar sedan generellt mot söder. Återigen är denna information av begränsat värde i jämförelse med den som visar i vilka miljöer arterna finns. De riktlinjer som ges ovan när det gäller strandängar och myrmarker är giltiga även för en del av de rödlistade arterna. Drillsnäppan finns dock främst längs sjöstränder, vattendrag och kuster medan roskarlen förekommer i skärgård och på strandängar. Storspoven förekommer både på myrar och i odlingslandskapet. De två arter som är mest illa ute i dagens läge, med snabbast beståndsminskningar och lägst antal häckande par, är sydlig kärrsnäppa och rödspov. Dessa förekommer endast på strandängar runt södra Sveriges kuster samt på inlandsstrandängar i Kristianstad Vattenrike i Skåne.

Nio arter vadare är upptagna i EUs fågeldirektivs lista 1. För dessa arter krävs att medlemsländerna garanterar säkerställandet av det biotopskydd som behövs. Det gäller skärfläcka, fjällpipare, ljungpipare, sydlig kärrsnäppa, brushane, dubbelbeckasin, myrspov, grönbena och smalnäbbad simsnäppa. I förhållande till vindkraftsutbyggnad säkerställs skyddet för dessa arter bäst genom lokal hänsyn. Grönbena och ljungpipare är de vanligaste och mest spridda, medan de övriga arterna finns i mer specifika miljöer. Förutom på strandängar och myrmarker förekommer en del av arterna även på torr fjällhed (fjällpipare och ljungpipare).

7.4. Större koncentrationer av fåglar

Ungefär 250 arter häckar mer eller mindre regelbundet i Sverige. För 59 av dessa arter hittade vi rapporter om lokala ansamlingar om minst 1 % av totalantalet individer (metoderna som användes för detta beskrevs i avsnitt 2.5 och de aktuella arterna redovisas i bilaga 2). För att beräkna 1 % -nivån (avsnitt 2.5) utgick vi vanligen från antalet häckande par i Sverige. För arter där huvuddelen av de fåglar som rastar eller övervintrar i Sverige häckar i andra länder (markerade med asterisk i bilaga 2) användes vi dock data från Wetlands International (2006). Av mer än 35 000 rapporter om 1 % -koncentrationer resulterade 1510 i unika lokaler spridda över landet. Drygt hälften av dessa (55 %) utgörs av skyddade områden som naturreservat och nationalparker. De flesta större koncentrationer finns längs kusterna eller vid våtmarker i inlandet. Många av dessa områden utgör högriskområden för fåglar med avseende på vindkraftsutbyggnad (se 5.1.3). Alla lokaler av betydelse som framkommit genom denna sammanställning finns i bilaga 4 som finns att ladda ner från <http://www.naturvardsverket.se/Vindval>.

I denna sammanställning har vi använt oss av spontant rapporterade iakttagelser, vilket innebär en övervikt för vissa områden som särskilt ofta besöks av fågelskådare och för vissa arter som rapporteras oftare än andra. På land

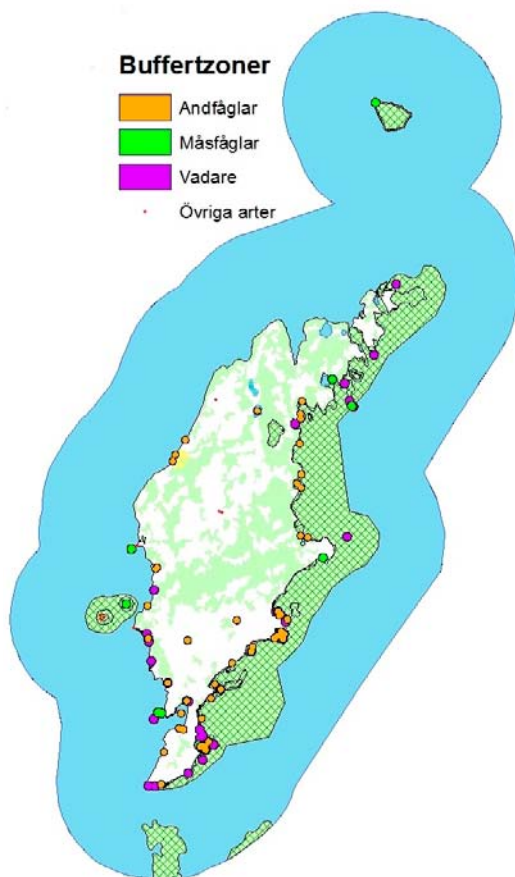


Figur 7.4. Områden och lokaler i Skåne som bedöms som viktiga för olika grupper av fågelarter. Större punkter anger högre känslighet. Blå = rovfåglar, orange = andfåglar (svanar, gäss, änder), grön = måsfåglar, lila = vadare, gul = tättingar. Liten prick = övriga arter. Nationalparker, SPA-IBA- och Ramsarområden visas i grönrutigt (se text för vidare förklaringar).

är detta ett mindre problem, eftersom de allra flesta områden med större koncentrationer av fåglar sedan länge är kända och besöks av ornitologer mer eller mindre regelbundet. Till havs och i skärgården är situationen annorlunda och utsjöbankar och vissa skärgårdsområden är i regel bristfälligt besökta. Viktiga övervintringsområden kan regelbundet hysa tusentals övervintrande sjöfåglar, exempelvis av lommar, dykänder, måsar och alkor. Exempel är utsjöbankar i södra Östersjön, där mängder av fåglar vistas vintertid. Sådana lokaler ingår inte i den här sammanställningen.

7.4.1. Länsvisa kartor över lokaler med större koncentrationer av fåglar

I det följande ger vi några exempel på hur större koncentrationer av fåglar är fördelade per län. Den fullständiga listan med uppgifter från samtliga län återfinns i bilaga 4, som finns att ladda ner från <http://www.naturvardsverket.se/Vindval>. Länen är utvalda så att de ger en god bild av variationen över landet. För varje län presenteras områden med större koncentrationer av fåglar uppdelat på olika grupper med punkter, där punktens storlek anger hur känslig gruppen bedöms vara för negativ påverkan från vindkraftverk (kollisioner eller indirekt habitatförlust; avsnitten 5.1 och 5.2). Vi har klassat rovfåglar som mest känsliga, följt av vadare, måsfåglar, andfåglar, tättingar och övriga. På kartorna

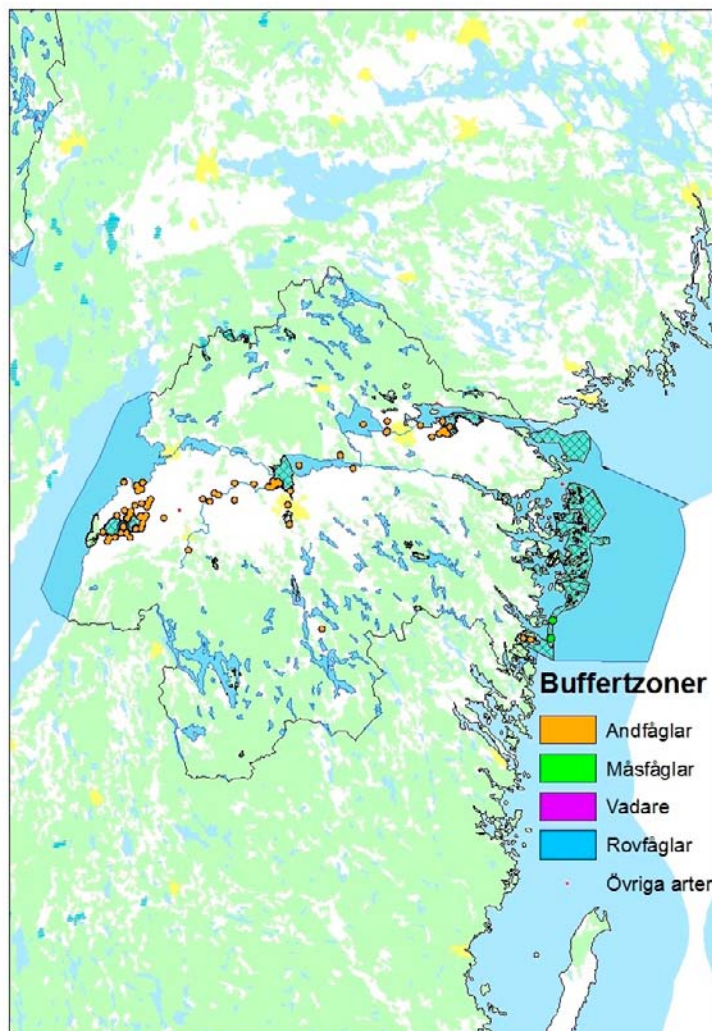


Figur 7.5. Områden och lokaler på Gotland som bedöms som viktiga för olika grupper av fågelarter. Förklaringar som i figur 7.4.

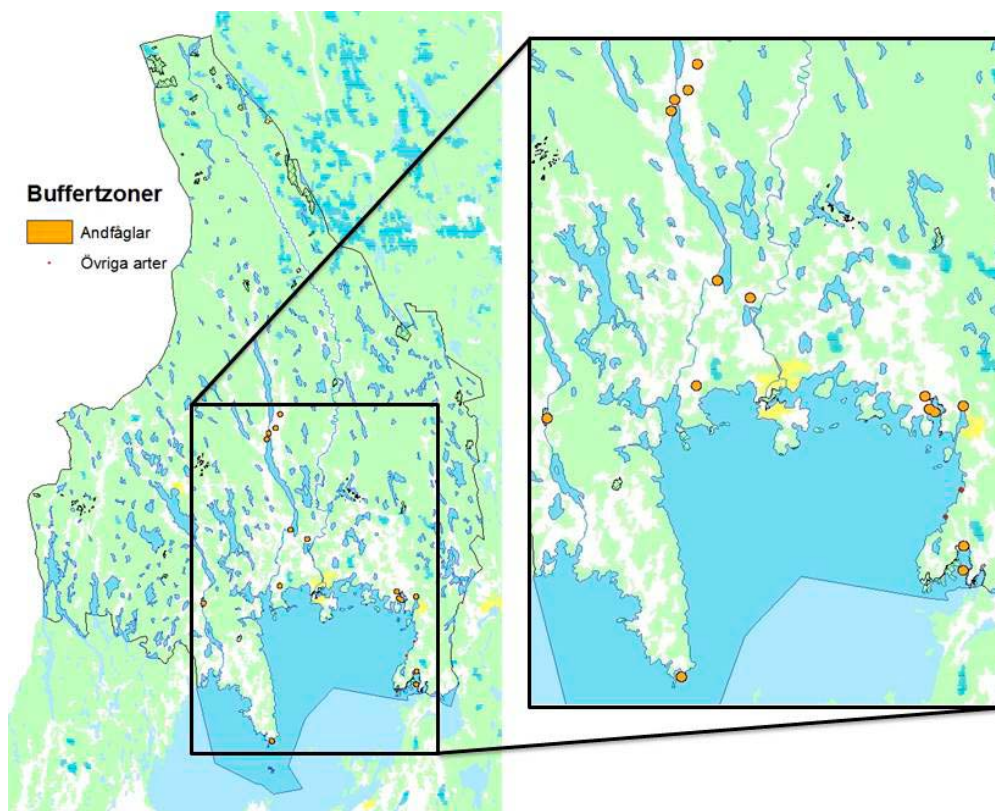
visas också utbredningen av skyddade områden av speciellt värde för fåglar (nationalparker och SPA-områden) samt områden som klassats som viktiga fågelområden enligt BirdLife International (IBA-områden) eller enligt Ramsarkonventionen (Ramsarområden). I Skåne finns de flesta större koncentrationerna av fåglar i allmänhet nära kusten eller vid sjöar och våtmarker i inlandet. Öresundskusten från Helsingborg och söderut, Skäldervikens södra strand, Klingavälsåns dalgång samt området runt Kristianstad i nordost är särskilt viktiga (figur 7.4). Det finns däremot få enskilda lokaler med större koncentrationer av fåglar i de skogklädda delarna av länet. Trots att Skåne är ett av de län som har flest viktiga lokaler, utgör den sammanlagda ytan en jämförelsevis liten del av länet.

På Gotland finns de viktigaste lokalerna för fåglar vid kusten (figur 7.5), särskilt i söder och sydost.

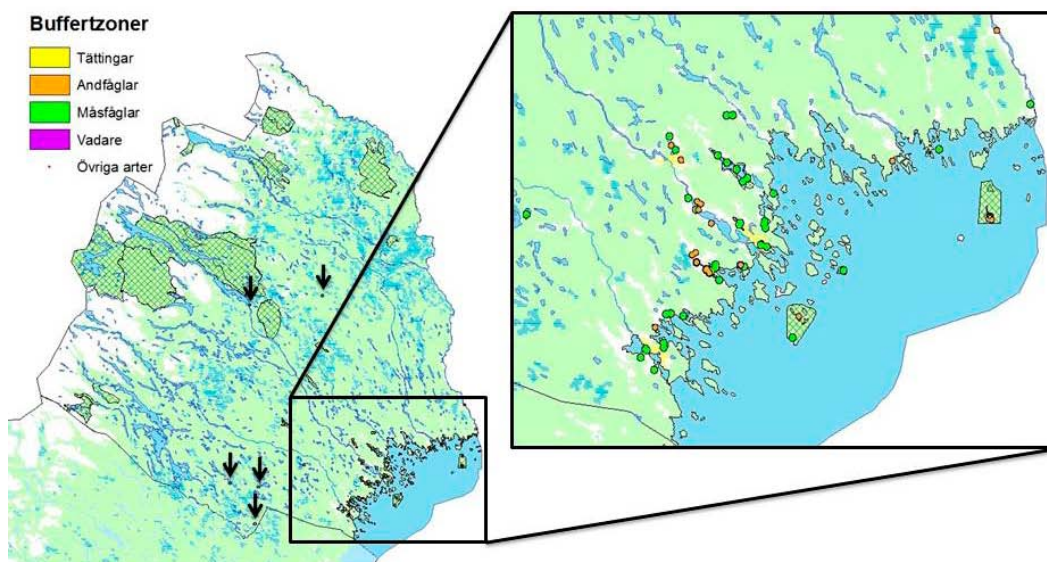
De inre delarna av Gotland saknar i stort sett områden med större koncentrationer av fåglar. Inga enskilda lokaler med betydande koncentrationer av tättingar eller rovfåglar hittades i länet, trots att Gotland har Sveriges tätastekungsörnsbestånd (avsnitt 7.1). I Östergötlands län finns de viktigaste fågel-lokalerna vid kända fågelsjöar och i omgivande jordbrukslandskap. Tåkern, Roxen och Svensksundsviken vid Bråviken är av särskild betydelse (figur 7.6). Inga lokaler med koncentrationer av tättingar hittades. Länets skogklädda delar saknar nästan helt områden med större koncentrationer av fåglar. I Värmlands län hittades endast lokaler med koncentrationer av andfåglar. Av helt naturliga skäl ligger alla dessa i anslutning till Väneren eller vid slättsjöar i inlandet (figur 7.7). I Norrbottens län finns de viktiga områdena för fåglar framförallt utmed kusten (figur 7.8). Skog och fjäll omfattar störst ytor och har mestadels glesa förekomster av fåglar.



Figur 7.6. Områden och lokaler i Östergötland som bedöms som viktiga för olika grupper av fågelarter. Förklaringar som i figur 7.4.



Figur 7.7. Lokaler och områden i Värmlands län som bedöms vara viktiga för andfåglar (orange punkter). Förklaringar som i figur 7.4.



Figur 7.8. Viktiga fågelområden i Norrbottens län för olika grupper av fågelarter (olikstora punkter). Förklaringar som i figur 7.4.

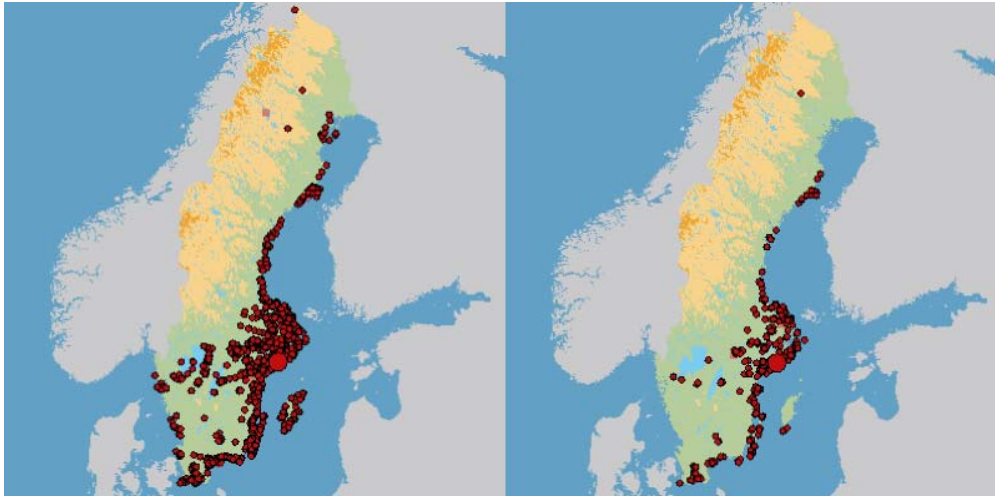
7.4.2. Koncentrationer av havsörn och kungsörn

Utbredningen av häckande havsörn och kungsörn i Sverige redovisas i kapitel 7.1. Häckningen är en särskilt känslig period och häckningsreviren omfattar då stora ytor där fåglarna söker föda. Många gamla fåglar stannar i reviren året runt men generellt sett är örnarna mer utspridda i landskapet under vintern. Platser där örnar observerats på andra tider än under häckningen finns redovisade i Artportalen (www.artportalen.se/birds), men på grund av befarad risk för störning är rapportering och därmed denna redovisning inte fullständig. Vi gör här endast en mycket översiktlig genomgång av ämnet. Mer information kan hittas i åtgärdsprogrammen för havs- och kungsörn (Helander 2009, Hjernquist 2011).

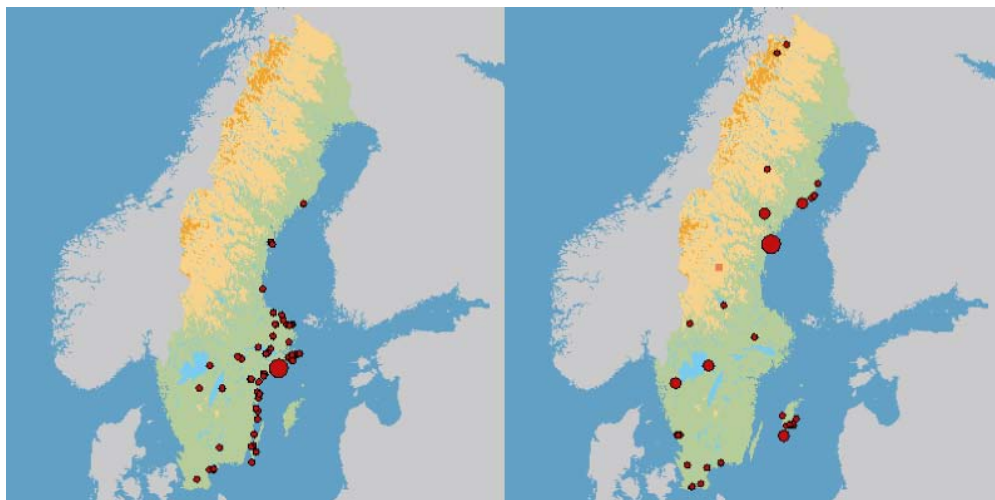
Örnar ses då och då i större koncentrationer på en och samma plats, vilket är särskilt tydligt för havsörn. Det är framför allt vintertid örnarna koncentreras, men för havsörn sker det även under sommarhalvåret. Det är ovanligt att kungsörnar förekommer med fler än tio individer på samma plats, men högre antal kan tillfälligt ses vid åtlar. Havsörnar kan däremot förekomma med åtskilliga tiotals fåglar på en och samma plats. Ansamlingar av havsörn förekommer även i områden rika på sjöfågel och vid lekplatser för fisk. Exempelvis hyser flera av de områden som i förra avsnittet (7.4.1) pekades ut som viktiga för fåglar också periodvis ansamlingar av havsörnar.

Lokaler med många havsörnar förekommer i princip överallt längs kusterna även om ostkusten framstår som särskilt betydelsefull. Lokaler med minst fem rapporterade havsörnar vid samma tillfälle är väl spridda över östra Svealand inklusive sjöarna Vänern, Vättern, Hjälmaran och Mälaren. Spridda observationer finns även vid inlandslokaler i andra delar av södra Sverige. Begränsas urvalet till minst 10 havsörnar framträder Östersjökusten från Uppsala län i norr till Kalmar län i söder som mest betydelsefull, det vill säga samma område som hyser de högsta tätheterna av häckande havsörn (se ovan). Stora ansamlingar förekommer även vid de stora sjöarna och vid ytterligare några viktiga fågelsjöar i södra Sverige. Samtidigt är det tydligt att större koncentrationer av havsörnar inte förekommer i Norrlands inland, västra Svealand och de inre delarna av Götaland.

För kungsörn är fördelningen annorlunda än för havsörn. Lokaler där minst fem kungsörnar rapporterats finns över hela landet. En närmare granskning av observationerna visar dessutom att flera av punkterna i norra Sveriges kustland innefattar sträckande fåglar. I några fall är observationerna bristfälligt rapporterade och punkterna representerar ibland observationer under en längre tid. Generellt saknas i Artportalen uppgifter från åtelplatser. Flera platser på Gotland och i Skåne kommer dock med i statistiken, vilket pekar ut dessa län som rika på kungsörn även utanför häckningstiden. För både kungsörn och havsörn ger ovanstående information god vägledning om vilka områden som hyser större koncentrationer under vinterhalvåret. Informationen är dock inte fullständig, och den kan behöva kompletteras med information från regionala och lokala örngrupper.



Figur 7.9. Lokaler med minst fem rapporterade havsörnar någon gång under de senaste fem åren, 2006-2010, (till vänster) och lokaler med minst tio rapporterade havsörnar någon gång under samma period (till höger). Från Artportalen (www.artportalen.se/birds).



Figur 7.10. Lokaler med minst 20 rapporterade havsörnar någon gång under de senaste fem åren, 2006-2010 (till vänster) och lokaler med minst fem rapporterade kungsörnar någon gång under samma period (till höger). Från Artportalen (www.artportalen.se/birds).

8. Åtgärder för att minimera negativ påverkan

I detta stycke går vi igenom vad man bör tänka på vid planering och uppförande av vindkraftverk. Informationen är baserad på en sammanvägd analys av den kunskap som inhämtats inom ramarna för det här arbetet.

Det är inte helt enkelt att skapa biologiskt vettiga och säkra gränsvärden för vad som är acceptabel påverkan på fågelsamhällen. För det första kan utgångspunkten för sådana diskussioner variera. Är det påverkan på lokala, regionala, nationella eller globala populationer vi talar om? Detta är inte alltid uppenbart. För det andra gäller det att identifiera vad som menas med ”gynnsam bevarandestatus” i det aktuella fallet. För det tredje kan påverkan från en faktor (här vindkraft) inte på något enkelt sätt frikopplas från andra påverkande faktorer. Risker kan dessutom adderas till varandra och tillsammans kan de bli större än om de olika riskfaktorerna hade verkat var för sig. Av detta resonemang följer att det knappast är möjligt att på ett objektivt och invändningsfritt sätt rekommendera gränsvärden för påverkan. Det krävs enklare sätt att avgöra vad som är acceptabelt. Ramverk för skyddet av fåglar och värdefull natur sätts av nationell och internationell lagstiftning, vilken genom praktiska tolkningar måste göras möjlig att följa.

8.1. Innan utbyggnaden – val av plats

Det mest verkningsfulla sättet att minimera riskerna för negativa effekter på fåglar är att undvika att bygga vindkraft på de platser där riskerna för olyckor eller störning bedöms som särskilt stora. Det finns för närvarande inte mycket man kan göra för att på ett avgörande sätt reducera negativa effekter när väl vindkraftverk byggts på platsen. God planering och undvikande av högriskområden är således steg 1 för att minimera negativ påverkan på fåglar.

Som vi har sett är det stora skillnader i olycksfrekvenser mellan olika miljöer. Vid våtmarker, kustnära områden, samt på bergsryggar, åsar och höjder är risken för olyckor störst. Ett enkelt första steg vid planeringen är därför att, om det är aktuellt med etablering av vindkraft i sådana miljöer, först göra en inventering av fåglar på platsen. Sedan bör man ta hänsyn till om de funna arterna bedöms som känsliga för påverkan. Vi har visat att rovfåglar, måsfåglar, tärnor, hönsfåglar och möjligen seglare och svalor relativt ofta drabbas. De fåglar som störs mest av vindkraftsetableringar, och för vilka vindkraftverk kan leda till minskat utnyttjande av området, är vadare under häckningstid samt lommar, andfåglar och vadare under icke-häckningstid. Förekomst av dessa fåglar i större antal eller täthet bör leda till en noggrannare undersökning av det aktuella området och hur det utnyttjas av fåglarna.

Det enklaste sättet att minimera risker för olyckor med rovfåglar är att *undvika vindkraftverk nära boplatser eller platser med regelbundna koncen-*

trationer av rovfåglar. På samma sätt kan man resonera när det gäller kolonier av måsar och tärnor. För hönsfåglar, seglare och svalor är det svårare att ge liknande råd, men man kan exempelvis undvika att bygga vindkraft i anslutning till kända spelplatser. För att undvika störningar på häckande vadare bör man undvika strandängar, myrar och fågelskär med höga tätheter av vadare, särskilt sådana med hotade arter. När det gäller rastande och övervintrande lommar, andfåglar och vadare får man först och främst undersöka hur många av de aktuella arterna som använder sig av området. Är lokalen av större betydelse, det vill säga hyser minst 1 % av den totala populationen, bör man kanske undvika att bygga vindkraftverk där om man vill minimera riskerna för negativ påverkan.

8.2. Buffertzoner

Häckningsplatser eller vistelseplatser för hotade och känsliga arter har i olika sammanhang försetts med *buffertzoner* där syftet är att undvika eller reducera störning från en verksamhet av något slag. Detta är ett effektivt och rimligt sätt att motverka befarad påverkan och det har tillämpats vid vindkraft-etableringar. Ett exempel på detta är att det relativt nyligen (2010-12-21) fastslogs att inga vindkraftverk i den planerade anläggningen vid Björkhöjden-Björkvattnet, i Västernorrlands och Jämtlands län, får byggas närmare än 2 km från kända boplatser av kungsörn och fjällvråk (Miljödomstolen, Östersunds tingsrätt, Mål nr N 145-10).

Det är dock viktigt att påpeka att de buffertzoner som anges som regel grundas på försiktighetsprincipen och bästa möjliga bedömning. Zonerna är på intet vis vetenskapligt baserade, uppmätta avstånd innanför vilka en eventuell vindkraftetablering, eller annan form av exploatering, alltid får negativa följder. Omvänt är det inte heller så att det utanför angivna avstånd inte finns några risker för negativ påverkan.

Zonerna ska istället ses som en rekommendation som man kan använda sig av om man vill minimera riskerna och som en utgångspunkt för vidare studier och diskussioner av de lokala förhållandena. Buffertzoner anges med en viss radie från boplatser, kolonier och andra typer av lokaler. Med enkel logik är det givetvis så att ju närmare en sådan plats man befinner sig, desto högre är aktiviteten av (och därmed risken för påverkan på) aktuella fåglar. Samtidigt är inte naturen så enkel att allting bara beror på avståndet från exempelvis ett bo. Fåglarna använder landskapet på olika sätt beroende på hur det ser ut, var det finns föda och så vidare. Självklart kommer vissa delar inom buffertzonen att användas mer och andra mindre, med radikala skillnader i risk för påverkan på fåglarna som följd. Här kan man då gå in med mer detaljerade studier för att ta reda på hur det ser ut i det lokala fallet och därefter kan buffertzonernas storlek och form anpassas efter lokala förhållanden.

I tabell 8.1 ger vi förslag på storlek på buffertzoner för de arter och förekomster som vi anser är mest känsliga för störning och kollisionrisker i samband med vindkraftetablering. Vi följer rekommendationer från Sveriges

Ornitologiska Förening (<http://sofnet.org>). Vi tar även upp några andra arter där det bör inrättas buffertavstånd runt häckningsplatser eller andra för arterna betydelsefulla områden. Buffertzoner för marint övervintrande och rastade fåglar (lommar, marina änder, alkor) i utsjömiljö är inte aktuella, eftersom det saknas kunskap om hur dessa skulle kunna utformas.

Tabell 8.1. Av Sveriges Ornitologiska Förening föreslagna buffertzoner. De indikerar lämpligt avstånd från boplatser, koloni eller annan typ av lokal, där man bör överväga mer detaljerade undersökningar för att kunna anpassa utbyggnaden. Individantal för havs- och kungsörn avser det högsta antal som förekommer regelbundet.

Fågelgrupp/Art	Typ av lokal	Buffertzon (km)
Havsörn	Boplatser	2-3
Havsörn	Naturliga koncentrationer (>10 ex)	2-3
Kungsörn	Boplatser	2-3
Kungsörn	Naturliga koncentrationer (>5 ex)	2-3
Jaktfalk	Boplatser	3
Pilgrimsfalk	Boplatser	2
Övriga stora och medelstora rovfåglar	Boplatser	1
Måsar	Häckningskolonier	1
Tärnor	Häckningskolonier	1
Berguv	Boplatser	2
Vadare	Häckningslokaler*	0,5
Vadare	Rastningslokaler**	0,5
Andfåglar	Rastningslokaler***	0,5
Tjäder	Spelplatser (>5 tuppar)	1
Orre	Spelplatser (>10 tuppar)	1

* strandängar, myrar, fågelskär med rödlistade arter eller arter medtagna i Fågeldirektivets lista 1 eller med höga tätheter av vadare generellt.

** kust- och strandängslokaler som regelbundet hyser många vadare. Gäller ej åkermark.

*** fågelsjöar, kustlokaler som regelbundet hyser många andfåglar. Gäller ej åkermark.

8.3. Några generella rekommendationer och synpunkter

Rovfåglar och ugglor häckar vanligen glest och utspritt i landskapet och de jagar över stora arealer. Vissa arter inklusive havsörn och kungsörn häckar ofta i triviala miljöer, exempelvis produktionsskogar, och för att tillgodose skyddsbehovet i sådana områden krävs speciella åtgärder. Pilgrimsfalk, jaktfalk och berguv häckar ofta i klippbranter, som ofta har använts under mycket lång tid (decennier eller sekler). Sådana platser kan inte lätt ersättas med nya om de går förlorade. Flera arter rovfåglar har på senare tid ökat i antal som en konsekvens av bättre skydd och minskad belastning från miljögifter. Detta innebär att de efterhand återtar gamla häckningsområden. För att garantera att denna spridning och återkolonisering kan fortsätta är det viktigt att skydda även potentiella häckningsplatser som exempelvis klippstup som använts tidigare eller bedöms vara viktiga för framtida etablering.

Häckningsplatser för större rovfåglar kan förses med skyddszoner. Arter upptagna på svenska rödlistan och lista 1 i Fågeldirektivet bör prioriteras.

När det gäller rastande och övervintrande lommar, andfåglar, vadare och alkor bör särskild hänsyn tas i områden med större koncentrationer. Miljöer som kan komma i fråga är vissa grundområden till havs, sjöar, öppet jordbrukslandskap och strandmiljöer. Måsar, tärnor, skarvar och alkor häckar ofta i kolonier. Tillsammans med en del andra arter bildar de så kallade sjöfågelkolonier. Även grå häger häckar i kolonier. Sådana lokaler har ofta någon form av områdesskydd och uppförande av vindkraftverk i närheten bör undvikas.

Orrens spelplatser finns oftast på mossar och myrar. Orren har tidigare minskat kraftigt men beståndet har nu stabiliserats på en lägre nivå. Tjäderns spelplatser finns på fast mark ofta på hållmark med dominans av tall. Tjädern är väl spridd i norra Sverige men i södra delarna av landet har den minskat i antal. Den finns i både gammal skog och yngre brukad skog. Både orre och tjäder är beroende av omgivande skogar som uppväxtmiljö för kycklingarna och för vinteröverlevnad. Spelplatser omfattande många tuppar bör skyddas. Vi kan dock inte bedöma effekten av vindkraftutbyggnad på dessa arter, men vi föreslår av försiktighetsskäl skyddszoner kring större och betydelsefulla spelplatser. Det är viktigt att känna till att skogshönsen normalt uppvisar stora svängningar i antal från år till år. Bedömningar om påverkan på bestånden måste därför grundas på mätningar över flera år.

8.4. Åtgärder i efterhand

Man har gjort försök med olika typer av färgsättning och mönster på vindkraftverks vingar för att försöka minska olycksriskerna. Resultaten visar som väntat mycket små effekter (Smallwood 2009). Den vita eller ljusgrå färgsättning, som vindkraftverk har idag (Transportstyrelsen 2010), är antagligen nära optimal när det gäller att göra kraftverken så synliga som möjligt för fåglar (Ödeen & Håstad 2007). Detta har viss anknytning till nyligen publicerade undersökningar, där man föreslår mörkare färgsättning av vindkraftverk, i syfte att försöka minska antalet insekter som dras till kraftverken. I förlängningen skulle olycksfrekvenserna för fladdermöss och vissa fåglar (främst svalor och seglare) då kunna minska (Long et al. 2010). Om en mörkare färgsättning samtidigt leder till att vindkraftverken blir svårare att upptäcka för andra fåglar, är konsekvensen dock osäker.

Försök att med tekniska hjälpmedel avskräcka fåglar från att vistas i anslutning till vindkraftverk har haft liten eller ingen effekt. Lösningar som innebär att man stänger av vindkraftverk, när fåglar närmar sig, har diskuterats, men det finns inget som visar att detta fungerar i praktiken. Det krävs att kraftverkens vingar bromsas snabbt, så att de stannar i tid. Detta är visserligen fullt möjligt rent tekniskt, men leder till kraftigt ökad belastning på verken. På platser där känsliga arter förekommer enbart under vissa tider kan man givetvis tänka sig att låta vindkraftverk stå stilla under den aktuella perioden. Detta är antagligen ingen praktiskt genomförbar lösning om det handlar om perioder på månader

eller veckor. Däremot kan metoden visa sig vara effektiv när det gäller kortare perioder, som exempelvis delar av dygnet eller under speciella väderförhållanden.

En annan åtgärd som har diskuterats är att göra vindkraftverks närmaste omgivning oattraktiv för fåglar. Då skulle man kunna minska riskerna för kollisioner. Det finns emellertid lite som antyder att fåglar överhuvudtaget attraheras till vindkraftverk, möjligen med undantag av seglare och svalor, så det är tveksamt om riskerna kan minskas på det här sättet. En variant på detta resonemang är att istället locka fåglar bort från kraftverken genom att erbjuda alternativa, helst bättre, habitat lite längre bort. ”Habitat management” av den här typen har provats när det gäller kungsörn (Walker et al. 2005). I mindre skala kan man givetvis se till att det inte finns attraktiva sittplatser eller jaktmarker för rovfåglar i omedelbar anslutning till vindkraftverk. Om detta verkligen fungerar för att minska kollisionsriskerna är dock oklart.

9. Att tänka på inför tillståndsgivning

9.1. Artskyddsförordningen

Samtliga i Sverige naturligt förekommande fågelarter omfattas av *Artskyddsförordningen* (2007:845a, se <http://www.notisum.se/rnp/SLS/lag/20070845.htm>). Artskyddsförordningen är kopplad till EUs habitatdirektiv (92/43/EEC), EUs fågeldirektiv (79/409/EEG) samt nationella fridlysningsbestämmelser. Enligt § 4 i artskyddsförordningen är det *förbjudet att avsiktligt* döda eller skada vilda fåglar. Det är dessutom förbjudet att *avsiktligt* störa vilda fåglar, särskilt under parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttningssperioder. Med *avsiktligt* menas att det går att förutse att detta kommer att inträffa på grund av den verksamhet man bedriver och inte enbart att man har som direkt syfte att döda, skada eller störa fåglarna. Jakt på jaktbara arter regleras under jaktlagen (1987/259) och jaktförordningen (1987/905), men i övrigt gäller artskyddsförordningen utan direkta undantag och det finns begränsade möjligheter att få dispens från denna. För mer läsning om tolkning av artskyddsförordningen se Naturvårdsverket (2009) samt <http://naturvardsverket.se/sv/Artskyddsforordningen/Start/Lagtolkningar/>.

Vindkraftärenden faller under Artskyddsförordningen genom att det är väl dokumenterat att vindkraft dödar fåglar och att det finns störningseffekter på fåglar på grund av vindkraft (se avsnitt 5). Med andra ord faller detta in under tolkningen av begreppet *avsiktligt* ovan, om det finns kända förekomster av fåglar, oavsett art, på en plats där man vill bygga vindkraftverk. Och det gör det ju givetvis i nästan samtliga fall. Men hur ska man förhålla sig till förordningen i praktiken? En bokstavlig tolkning innebär i princip att varken vindkraft eller någon annan mänsklig verksamhet skulle kunna beviljas eftersom man på förhand vet att fåglar, eller andra djur som omfattas av förordningen, kommer att dödas, skadas eller störas av verksamheten. Jämför exempelvis med jordbruk, skogsbruk, fiske, trafik eller vad det nu må vara. Att följa förordningen till punkt och pricka är följaktligen praktiskt orimligt.

I *Handbok för artskyddsförordningen* (Naturvårdsverket 2009) anges att Naturvårdsverket menar att fågelarter som är listade i Fågeldirektivet, i den Svenska rödlistan eller som uppvisar negativa trender ska prioriteras och främst vara de som uppmärksammas i samband med förordningen. Artdatabanken plockade på uppdrag av Naturvårdsverket fram en lista på 132 prioriterade fågelarter under Artskyddsförordningen (bilaga 3, Naturvårdsverket 2009). I samband med syntesarbetet har panelen uppdaterat denna lista och vi presenterar här en ny version som vi bedömer bättre speglar aktuella förhållanden. Vår version innehåller a) de 64 arter som är listade i Fågeldirektivet och som häckar i Sverige (35 av dessa är även nationellt rödlistade), b) ytterligare 50 arter som är rödlistade och som inte har gynnsam bevarandestatus samt c) 13 arter vars populationer minskat med mer än 50 % i Sverige under perioden 1975-2010. I vår lista (bilaga 3) har vi uppdaterat

den ursprungliga versionen efter den senaste Svenska Rödlistan (Gärdenfors 2010) och även inkluderat nyare bedömningar av trender (Ottvall et al. 2008, Lindström et al. 2011). Den uppdaterade listan innehåller därmed 127 arter. Till listan har vi också lagt vår bedömning av vilka arter som kan vara utsatta för större risker för negativa effekter på grund av vindkraftetablering. Totalt 23-26 arter bedöms som utsatta för kollisioner med vindkraftverk och ytterligare 29 arter bedöms som känsliga för störningar. Några nattaktiva arter (mest ugglor) har markerats med frågetecknet för att understryka att vi har dålig kunskap om hur de kan komma att påverkas.

Det är givetvis inte syntespanelens uppgift att tolka förordningen eller bestämma hur den skall användas i praktiken. Vårt förslag till en rimlig användning av Artskyddsförordningen i samband med vindkraftärenden är ändå att om prioriterade (känsliga) arter förekommer, bör man göra en noggrann bedömning av om vindkraftetablering i det aktuella området är lämpligt. För vissa av de listade arterna kan utbyggnad av vindkraft i *anslutning* till kända boplatser eller viktiga rastnings- eller övervintringsområden vara direkt olämplig.

Man kan ansöka om dispens från förordningen och undantag kan beviljas. De får dock inte äventyra artens bevarandestatus. Om förstörelse av habitat eller störning förväntas kan emellertid dispenser kopplas till krav om kompensationsåtgärder. Observera att detta inte gäller för fall där verksamheten förväntas *döda* individer av arter som omfattas av förordningen. Det står inte mycket i handboken om just vindkraftärenden och hur dessa bör hanteras, men följande citat är värt att nämna; ”Artskyddet bör komma in tidigt i infrastruktur och andra större projekt, som vägar, järnvägar eller vindkraftanläggningar. En artförekomst kan leda till förändringar av eller stoppa ett projekt om det finns andra lämpliga sätt att nå syftet med projektet och dess påverkan på arten försvårar upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus hos artens bestånd. Dispenser kan endast lämnas om förutsättningarna för dispens för arten i fråga är uppfyllda” (Naturvårdsverket 2009, sid. 45-46). Framtida rättspraxis får visa hur artskyddsförordningen ska tolkas och användas.

9.2. En modell för tidig handläggning och planering

Den av Ahlén (2010a) föreslagna modellen för planering och beredning i samband med uppförande av vindkraftverk (kapitel 9.1 i fladdermusdelen), är tillämplig även för fåglar. Denna innebär en översiktlig klassning i tre kategorier. Klassningen grundas på kunskaper som vi fått fram i det här arbetet avseende känslighet för kollision och störning. Bedömningen berör i det här fallet endast fåglar och klassindelningen kan därför vara annorlunda än för fladdermöss.

1. **Högrisklägen** där man i förväg kan förutsäga stor risk för betydande negativa effekter på fåglar genom förlust av värdefulla habitat eller hög risk för kollisioner. På sådana platser är fågelfaunan oftast väl

känd. Detta gäller exempelvis platser med naturliga koncentrationer (permanenta eller tillfälliga, dock inte vid åtlar) av stora rovfåglar och områden där stora koncentrationer av fåglar regelbundet förekommer. Det kan även gälla strandängar där hotade vadare häckar, fågelskär med höga tätheter av häckande vadare, måsar och tärnor, eller i direkt anslutning till fågelrika våtmarker.

2. **Osäkra lägen** där kunskapen är bristfällig eller där det finns risk för olyckor eller störning. Här krävs mer detaljerade inventeringar och ibland även uppföljning av effekterna efter byggnation (kontrollprogram). De flesta ansökningar, framförallt de som rör utbyggnad av vindkraftverk i skogsområden, hamnar antagligen i denna kategori.
3. **Lågrisklägen** där risken för negativ påverkan på fåglar bedöms som ringa. Exempel på lågrisklägen är större områden med intensivt brukad jordbruksmark, redan exploaterade (urbana) miljöer, utsjömiljöer (ej grunda utsjöbankar) där det inte dokumenterats några betydelsefulla förekomster av utsatta arter eller större koncentrationer av fåglar.

Precis som för fladdermössen är det med det här förfarandet endast för kategori 2 som en mer omfattande fältinventering och en omsorgsfull prövning behövs. Processen med ansökning och tillståndsgivning bör därför underlättas efterhand som kunskapen ökar. I dagsläget kommer antagligen många ansökningar att hamna i kategori 2, eftersom fokus ligger på etablering i skogsmiljö, där vi vet alltför lite om de eventuella effekterna på fåglar. Med bättre kunskap om de osäkra lägena bör denna kategori kunna minska efterhand.

Det är givetvis viktigt att kunskaperna hos beslutsfattarna upprätthålls och att handläggningarna inte blir godtyckliga utan vilar på saklig grund. Länsstyrelserna och i viss mån även kommunerna måste därför ha tillgång till rätt kompetens om de skall kunna ställa riktiga krav.

9.3. Inventeringens innehåll, upplägg och genomförande

För en MKB behövs en utförlig och grundlig bedömning av områdets betydelse för fåglar och vilka konsekvenser en exploatering kan väntas få. Det är viktigt att inventeraren har nödvändig fältbestämningkunskap och att inventeringarna utförs vid rätt tidpunkt och i rimlig omfattning. Det är även viktigt att de tillkommande analyserna och de bedömningar som görs är vederhäftiga och följer sund vetenskaplig praxis. Det finns ett stort behov av att standardisera inventeringarna vid vindkraftprojektering. Detta är nödvändigt dels för att öka säkerheten och trovärdigheten i undersökningarna, och dels för att möjliggöra uppföljningar på samma plats och jämförelser med andra platser. Den samlade bedömningen ska sedan kunna användas invändningsfritt som underlag vid beslut av ansvarig myndighet (länsstyrelse eller kommun).

Vid bedömning av om en plats är lämplig för etablering av vindkraftverk behövs som regel både kvantitativa och kvalitativa kunskaper om fågelfaunan samt en uppskattning av dess känslighet. Vid förekomst av känsliga eller hotade arter kan det finnas behov av mer detaljerade beskrivningar av förhållandena och hur fåglarna använder platsen och dess omgivning. Det är framför allt följande aspekter som måste undersökas:

1. Vilka fågelarter häckar i området?
2. Är platsen av betydelse som rastplats eller för övervintring?
3. Är platsen en flaskhals där flyttande fåglar koncentreras?
4. Förekommer arter som är listade enligt Fågeldirektivets lista 1 eller rödlistan?

En kunskapssammanställning om fåglar inklusive en inventering i samband med tillståndsansökan bör först och främst innehålla en genomgång av redan befintligt material som exempelvis kartor, förteckningen av betydelsefulla lokaler i bilaga 4 som kan laddas ner från <http://www.naturvardsverket.se/Vindval>, redan genomförda inventeringar, data extraherade från Artportalen (Svalan) och från lokala eller regionala fågeltidskrifter och liknande. Det kan också vara muntlig information från ornitologer som är eller har varit verksamma i området. Tillsammans med kunskap om den aktuella miljön kan man sedan göra en första bedömning av områdets kvalitéer som miljö för fåglar. Med denna sammanställning som grund är nästa steg att genomföra en fältinventering av valda delar av området eller hela, beroende på vad som redan framkommit. Tidigt samråd bör tas med lokal eller regional ornitologisk förening för att få kännedom om områdets betydelse.

För att få en översiktlig bild av den häckande fågelfaunan bör området inventeras vid minst tre tillfällen. Inventering av ”vanliga” arter i skog och i öppna områden bör göras genom linjetaxering (Naturvårdsverket 1978). För rovfåglar, hönsfåglar, hackspettar, ugglor och andra nattaktiva arter krävs riktade insatser, vilka anpassas efter de miljöer som förekommer i området och till de tider då dessa fåglar är aktiva (under året och på dygnet) (Naturvårdsverket 2010).

Vid indikation om förekomst av större rovfåglar är det bra om man tidigt tar kontakt med lokal eller regional ornitologisk förening eller annan expertis. Vid örnförekomster bör Kungsörn Sverige eller Projekt Havsörn kontaktas. Om området misstänks vara av större betydelse för flyttande arter krävs vanligen specialinriktade insatser. Det går inte att ge några generella råd i det här fallet och inventeringsinsatserna måste utformas efter förutsättningarna på den aktuella platsen.

Inventeringar under en säsong är normalt tillräckligt som underlag för en MKB, men längre tid kan behövas i en del fall, särskilt om befintligt kunskap saknas och det finns potentiellt viktiga fågelskyddsintressen i det aktuella området. Detta kan till exempel gälla vid förekomst av hotade rovfåglar, som inte alltid häckar varje år, eller i vinterlokaler för havsfåglar, vilka alternerar mellan olika områden.

10. Litteratur – fåglar och vindkraft

- Ahlén, I. 2002. Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. *Fauna och flora* 97, 14-22.
- Ahlén, I. 2010a. Vindkraft kräver hänsyn till fauna och känslig natur. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* nr. 3, 2010, 22-27.
- Ahlén, I. 2010b. Fågелarter funna under vindkraftverk i Sverige. *Vår Fågelvärld* 69, 8-11.
- Alerstam, T. 1990. *Bird migration*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Anderson, R., N. Neumann & J. Tom 2004. Avian monitoring and risk assessment at Tehachapi Pass wind resource area. Report from National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. US Department of Energy.
- Arnett, E. B., M. Schirmacher, M. Huso & J. P. Hayes 2009. Patterns of bat fatalities at the Casselman Wind Project in south-central Pennsylvania. Annual report to the Bats and Wind Energy Cooperative and the Pennsylvania Game Commission. Bat Conservation International, Austin, Texas.
- Barclay, R. M. R., E. F. Baerwald & J. C. Gruver 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85, 381-387.
- Barrios, L. & A. Rodrigues 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41, 72-81.
- Bevanger, K. 1995. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology* 32, 745-753.
- Bevanger, K., F. Berntsen, S. Clausen, E. Lie Dahl, Ø. Flagstad, A. Follestad, D. Halley, F. Hanssen, P. Lund Hoel, L. Johnsen, P. Kvaløy, R. May, T. Nygård., H. C. Pedersen, O. Reitan, Y. Steinheim & R. Vang 2009. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Progress Report 2009. NINA Report 505.
- Bevanger, K., F. Berntsen, S. Clausen, E. Lie Dahl, Ø. Flagstad, A. Follestad, D. Halley, F. Hanssen, P. Lund Hoel, L. Johnsen, P. Kvaløy, R. May, T. Nygård., H. C. Pedersen, O. Reitan, E. Røskaft, Y. Steinheim, B. Stokke & R. Vang 2010. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (Bird-Wind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620
- Brown, K. & B. L. Hamilton 2004. Bird and bat monitoring at the McBride lake wind farm, Alberta 2003-2004. Unpublished report prepared for Vision Quest Windelectric. Inc. Calgary, Alberta, Canada.

- Brown, K. & L. Hamilton 2006. Monitoring of bird and bat collisions with wind turbines at the Summerview wind power project, Alberta, 2005-2006. Report for Vision Quest Windelectric. Inc. Calgary, Alberta, Canada.
- Brown, M. J., E. Linton & E. C. Rees 1992. Causes of mortality among swans in Britain. *Wildfowl* 43, 70-79.
- Dahlfors, S. 2006. http://www.sofnet.org/apps/nyheter/las_mer.asp?NewsID=1754 (använd den 4 februari 2010).
- Desholm, M. 2009. Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management* 90, 2672-2679.
- Desholm, M. & J. Kahlert 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1, 296-298.
- Dierschke, V. & S. Garthe 2006. Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Seabirds - i *Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences PART B: Literature Review of Ecological Impacts*, av Wolfgang Wende, Thomas Merck, Irene Köchling and Johann Köppel, Catherine Zucco, sid 131-198. Bonn, Germany: Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Drewitt, A. L. & R. H. W. Langston 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148, 29-42.
- Drewitt, A. L. & R. H. W. Langston 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 233-266.
- Dürr, T. 2010. Vogelverluste an Windenergieanlagen in Deutschland. Stand: 10 September 2010. Landesumweltamt Brandenburg. http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbml.a.2334.de/wka_vogel.xls
- Erickson, W. P., G. D. Johnson, M. D. Strickland & K. Kronner 2000. Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon. 1999 study year. Final report. Prepared for Umatilla County Department of Resource Services and Development, Pendleton, OR. Western Ecosystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.
- Erickson, W. P., G. D. Johnson, M. D. Strickland, D. P. Young, K. J. Sernka & R. E. Good 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.
- Erickson, W. P., J. Jeffrey, K. Kronner & K. Bay 2003a. Stateline Wind project wildlife monitoring annual report, results for the period July 2001–December 2002. Technical report prepared for FPL Energy, The Oregon Office of Energy, and the Stateline Technical Advisory Committee: Western Ecosystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.

Erickson, W. P., P. B. Gritski & K. Kronner 2003b. Nine Canyon Wind Power Project avian and bat monitoring annual report. Technical report submitted to Energy Northwest and the Nine Canyon Technical Advisory Committee. Western Ecosystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.

Everaert, J. & E. Kuijken 2007. Wind turbines and birds in Flanders (Belgium). Research Institute for Nature and Forest (INBO).

Fiedler, J. K., T. H. Henry, R. D. Tankersley & C. P. Nicholson 2007. Results of Bat and Bird Mortality Monitoring at the Expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005. Tennessee Valley Authority, Knoxville, Tennessee.

Fox, A. D., M. Desholm, J. Kahlert, T. K. Christensen & I. K. Petersen 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148, 129-144.

Grajczyk, B., M. Hoffmann & G. Nehls. 2009. Montagu's Harriers and wind farms: Radio telemetry and observational studies. *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008* (H. Hötker, red.) sid. 31-38. NABU, Berlin.

Gärdenfors, U. (red.) 2010. Rödlistade arter i Sverige. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Halley, D. J. & P. Hopshaug 2007. Breeding and overland flight of red throated divers *Gavia stellata* at Smøla, Norway, in relation to the Smøla windfarm. NINA Rapport 297, 1-26.

Helander, B. 2009. Åtgärdsprogram för havsörn 2009-2013. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5938.
<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln>

Helander, B. & A. Bignert 2008. Predatory bird health – White-tailed Sea Eagle. HELCOM Indicator Fact Sheet 2008.
http://www.helcom.fi/environment2/ifs/ifs2008/en_GB/predatory_bird/.

Hjernquist, M. 2011. Åtgärdsprogram för kungsörn 2011-2015. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 6430.
<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln>

Holzhüter, T. & T. Grünkorn 2006. Verbleibt dem Mäusebussard (*Buteo buteo*) noch Lebensraum? - Siedlungsdichte, Habitatwahl und Reproduktion unter dem Einfluss des Landschaftswandels durch Windkraftanlagen und Grünlandumbruch in Schleswig-Holstein. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38, 153-157.

Hoel, P. L. 2009. Do wind power developments affect the behaviour of White Tailed Sea Eagles on Smøla? Master of science thesis. Department of Biotechnology, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.

- Hoover, S. L. & M. L. Morrison 2005. Behavior of red-tailed hawks in a wind turbine development. *Journal of Wildlife Management* 69, 150-159.
- Howe, R. W., W. Evans & A. T. Wolf 2002. Effects of wind turbines on birds and bats innortheastern Wisconsin. Report commissioned by Wisconsin Public Service Corporation and Madison Gas and Electric Company, Madison, Wisconsin.
- Hunt, G. W. 2002. Golden Eagles in a Perilous landscape: Predicting the effects of mitigation for wind turbine blade strike mortality. California Energy Commission, July 2002, P500-02-043F.
- Hüppop, O., J. Dierschke, K.-M. Exo, E. Hill & R. Fredrich 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis* 148 (suppl. 1), 90-109.
- Hötker, H., K-M. Thomsen & H. Jeromin 2006. Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats - facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötker, H. 2009. Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of problems and possible solutions – A brief introduction to the project and the workshop. *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008* (H. Hötker, red.) sid. 7-11. NABU, Berlin.
- Jain, A., P. Kerlinger, R. Curry & L. Slobodnik 2007. Annual report for the Maple Ridge Wind Power Project post-construction bird and bat fatality study - 2006. Curry and Kerlinger, LLC, Syracuse, NY.
- James, R. D. 2002. Bird observations at the Pickering Wind Turbine. *Ontario Birds* 21, 84-97.
- Joest, R., L. Rasran & K.-M. Thomsen 2009. Are breeding Montagu's Harriers displaced by wind farms? *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008*. (H. Hötker, red.) sid. 39-43. NABU, Berlin.
- Johansson, L. 2009. Åtgärdsprogram för Kungsörn. Rapport från kungsörnsymposium i Vålådalen 25 – 27 september 2009, sid. 45-46.
- Johnson, G. D., W. P. Erickson, M. D. Strickland, M. F. Shepherd & D. A. Shepherd. 2000. Avian Monitoring Studies at the Buffalo Ridge, Minnesota Wind Resource Area. Results of a 4-Year Study. Final Report. WEST, Inc., Cheyenne, Wyoming.
- Johnson, G., W. Erickson, J. White & R. McKinney 2003a. Avian and Bat Mortality During the First Year of Operation at the Klondike Phase I Wind Project. Sherman County, Oregon: WEST, Inc., Cheyenne, Wyoming.

- Johnson, G. D., W. P. Erickson & J. White 2003b. Avian and bat mortality at the Klondike, Oregon Phase I Wind Plant, Sherman County, Oregon. Technical report to Northwestern Wind Power, Western EcoSystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.
- Karlsson, J. 1983. Fåglar och vindkraft: resultat rapport 1977-1982. Lund.
- Kerlinger, P. 2000. An assessment of the impacts of Green Mountain Power Corporation Searsburg, Vermont, wind power facility on breeding and migrating birds. Proceedings of the National Avian - Wind Power Planning Meeting III., San Diego, California, Avian Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee.
- Kerlinger, P. 2002. An assessment of the impacts of Green Mountain Power Corporation wind power facility on breeding and migrating birds in Searsburg, Vermont. Report no. NREL/SR-500-28591, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado.
- Kerlinger, P., R. Curry, L. Culp, A. Jain, C. Wilkerson, B. Fisher & A. Hasch 2006. Post-construction avian and bat fatality monitoring study for the High Winds Wind Power Project Solano County, California. Two-year report April 2006.
- Kerlinger, P., J. Gehring & R. Curry 2011. Understanding bird collisions at communication towers and wind turbines. Status of impact and research. Birding January 2011, 44-51.
- Kerns, J & P. Kerlinger 2004. A study of bird and bat collision fatalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia: Annual Report for 2003. Report commissioned for FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center.
- Kerns, J., W. P. Erickson & E. B. Arnett 2005. Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia. Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. A final report to the Bats and Wind Energy Cooperative (E. B. Arnett, red.) sid. 24-95. Bat Conservation International, Austin, Texas. www.batcon.org/windliterature
- Koford, R., A. Jain, G. Zenner & A. Hancock 2004. Avian mortality associated with the Top of Iowa wind farm - Progress Report Calendar Year 2003. Iowa State University.
- Krone, O., T. Grünkorn, M. Gippert & T. Dürr. 2009. White-tailed Sea Eagles and wind power plants in Germany – preliminary results. Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008 (H. Hötker, red.) sid. 44-49. NABU, Berlin.

- Kuvlesky, W. P., L. A. Brennan, M. L. Morrison, K. K. Boydston, B. M. Ballard & F. C. Bryant 2007. Wind energy development and wildlife conservation: Challenges and opportunities. *Journal of Wildlife Management* 71, 2487-2498.
- Krijgsveld, K. L., K. Akershoek, F. Schenk, F. Dijk & S. Dirksen 2009. Collision risk of birds with modern wind turbines. *Ardea* 97, 357-366.
- Krijgsveld, K. L., R. C. Fijn, C. Heunks, P. W. van Horssen, J. de Fouw, M. Collier, M. J. M., Poot, D. Beuker & S. Dirksen 2010. Effect studies offshore wind farm Egmond aan Zee. Progress report on fluxes and behaviour of birds covering 2007 & 2008. Noordzeewind report nr OWEZ_R_231_TI_20100810 Bureau Waardenburg report nr 09-023.
- Langston, R. H. W. & J. D. Pullan 2003. Wind farm and birds: An analysis of the effects of windfarms on birds and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.
- Larsen, J. K. & P. Clausen 2002. Potential wind park impacts on Whooper swans in winter: The risk of collision. *Waterbirds* 25 (special publication 1), 327-330.
- Lekuona, J. M. 2001. <http://www.iberica2000.org/documents/> (använd den 13 Januari 2010).
- Leopold, M. F., C. J. Camphuysen, H. Verdaat, E. M. Dijkman, H. E. G. Meesters, G. M. Aarts, M. Poot & R. Fijn 2010. Local birds in and around the offshore wind park Egmond aan Zee (OWEZ) (T-O & T-1). Imares Wageningen UR, report 0034/10 CWEZ R 221 T1 20100329.
- Lindström, Å., M. Green & R. Ottvall 2011. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling – Årsrapport för 2010. Biologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Long C. V., J. A. Flint & P. A. Lepper 2010. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research*. DOI 10.1007/s10344-010-0432-7.
- Lucas, M. de, G. F. E. Janss, & M. Ferrer 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13, 395-407.
- Lucas, M. de, G. F. E. Janss, D. P. Whitfield & M. Ferrer 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45, 1695-1703.
- Madsen, J. & D. Boertmann 2008. Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape Ecology* 23, 1007-1011.

- Mammen, U., K. Mammen, L. Kratzsch, A. Resetaritz & R. Siano 2009. Interactions of Red Kites and wind farms: results of radio telemetry and field observations. *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions*. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008 (H. Hötker, red.) sid. 14-21. NABU, Berlin.
- Martin, G. R. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153, 239-254.
- Martin, G. R. & J. M. Shaw 2010. Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? *Biological Conservation* 143, 2695-2702.
- Masden, E. A., D. T. Hayden, A. D. Fox, R. W. Furness, R. Bullman & M. Desholm 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *Journal of Marine Science* 66, 746-753.
- Musters, C. J. M., M. A. W. Noordervliet & W. J. T. Keurs 1996. Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. *Bird study* 43, 124-126.
- Naturvårdsverket 1978. Biologiska inventeringsnormer (BIN). Fåglar.
- Naturvårdsverket 2009. Handbok för Artskyddsförordningen. Del 1 Fridlysning och dispenser, handbok 2009:2, Utgåva 1, April 2009.
- Naturvårdsverket 2010. Manual för uppföljning i skyddade områden – Skyddsvärda fåglar. http://www.naturvardsverket.se/upload/04_arbete_med_naturvard/Skydd_och_skotsel_vardefull_natur/Uppfoljning/Manual_Faglar_020101221.pdf
- NE Ltd. 2004. Sask Power Cypress Windpower bird and mammal impact study – 2003. Northern Envirosearch Ltd., Saskatoon, Saskatchewan.
- Newton, I. & B. Little 2009. Assessment of wind-farm and other bird casualties from carcasses found on a Northumbrian beach over an 11-year period. *Bird Study* 56, 158-167.
- Nygård, T., K. Bevanger & O. Reitan 2008. Forholdet mellom fugler og vindmøller og andre lufthindringer - En litteraturoversikt. NINA.
- Onrubia, A., J. Villasante, A. Balmori, M. Saenz de Buruaga, F. Canales & M. A. Campos 2002. Estudio de la incidencia sobre la fauna –aves y quiropteros – del parque eolico de Elgea (Alava). Informe inedito de Consultura de Recusos Naturales, S. L. para Eolicas de Euskadi. Vitoria-Gasteiz.
- Orloff, S. & A. Flannery 1992. Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County wind resource areas 1989-1991. Costa Costa and Solano Counties and the California Energy Commission by Biosystems Analysis, Inc., Tiburon, California.
- Orloff, S. & A. Flannery 1996. Continued Examination of Avian Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. California: Prepared by BioSystems Analysis, Inc., for the California Energy Commission, Sacramento, California.

Ottvall, R., L. Edenius, J. Elmberg, H. Engström, M. Green, N. Holmqvist, Å. Lindström, M. Tjernberg & T. Pärt 2008. Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5813.

Ottosson, U., R. Ottvall, J. Elmberg, M. Green, R. Gustafsson, F. Haas, N. Holmqvist, Å. Lindström, L. Nilsson, M. Svensson, S. Svensson, & M. Tjernberg Odaterat arbetsmaterial. Fåglarna i Sverige - antal och utbredning i län och landskap.

Pedersen, M. B. & E. Poulsen 1991. Impact of a 90m/2MW wind turbine on birds: Avian response to the implementation of the Tjaereborg wind turbine at the Danish Wadden sea. Kaloe, Denmark. Danske Vildtundersøgelser no. 47. Danmarks Miljøundersøgelser.

Percival, S. M. 2000. Birds and wind turbines in Britain. *British Wildlife* 12, 8-15.

Percival, S. M. 2003. Birds and wind farms in Ireland: a review of potential issues and impact assessment. Ecology Consulting, Durham, UK.

Percival, S. M. 2010. Kentish Flats offshore wind farm: Diver surveys 2009-2010. Ecology Consulting, Durham, UK.

Petersen, I. K., T. K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A. D. Fox 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev. NERI report commissioned by DONG energy och Vattenfall A/S.

Petersen, I. K. & A. D. Fox, 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Report request. Commissioned by Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, University of Aarhus.

Pettersson, J. 2005. Havsbaseade vindkraftverks inverkan på fågellivet i södra Kalmarsund. Energimyndigheten, Stockholm.

Pettersson, J. 2011. Små- och sjöfåglars nattflyttning vid Utgrundens havsbaseade Vindkraftverkspark- en studie med radar i Södra kalmarsund. Rapport 6413, Vindval, Naturvårdsverket.

Phillips, J. F. 1994. The effects of a windfarm on the upland breeding bird communities of Bryn Titli, Mid Wales 1993-1994. RSPB, The Welsh Office, Newtown.

Phillips, P. D. 1979. NEPA and alternative energy: wind as a case study. *Solar Law Reporter* 1, 29-54.

Rasran, L., T. Dürr & H. Hötter 2009a. Analysis of collision victims in Germany. *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions*. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008 (H. Hötter, red.) sid. 25-30. NABU, Berlin.

- Rasran, L., U. Mammen & H. Hötcker 2009b. Effect of wind farms on population trend and breeding success of Red Kites and other birds of prey. *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008.* (H. Hötcker, red.) sid. 22-25. NABU, Berlin.
- Rogers, S. E., M. A. Duffy, et al. 1976. Evaluation of the potential environmental effects of wind energy conversion systems development. Final interim report. Columbus, Ohio, Prepared by Battelle Columbus Laboratories. Prepared for the National Science Foundation under contract with the U.S. Energy Research and Development Administration, Division of Solar Technology.
- Rogers, S. E., B. W. Cornaby, et al. 1977. Environmental studies related to the operation of wind energy conversion systems: final report. Prepared by Battelle Columbus Laboratories. Prepared for the U.S. Department of Energy, Division of Solar Technology, Wind Systems Branch.
- Scherner, E. R. 1999. Windkraftanlagen und wertgebende Vogelbestände bei Bremerhaven: Realität oder Realsatire? Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 52, 121-156.
- Smallwood, K. S. 2009. Mitigation in U.S. wind farms. *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 Oct 2008* (H. Hötcker, red.) sid. 68-76. NABU, Berlin.
- Smallwood, K. S. & C. Thelander 2008. Bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California. *Journal of Wildlife Management* 72, 215-223.
- Smallwood, K. S. & B. Karas 2009. Avian and Bat Fatality Rates at Old Generation and Repowered Wind Turbines in California. *Journal of Wildlife Management* 73, 1062-1071.
- Smallwood, S. K., L. Ruge & M. L. Morrison 2009. Influence of Behavior on Bird Mortality in Wind Energy Developments. *Journal of Wildlife Management* 73, 1082-1098.
- SOF 2002. Sveriges fåglar. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- SOF 2009. Fågelåret 2008. Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.
- Stewart, G. B., A. S. Pullin & C. F. Coles 2007. Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation* 34, 1-11.
- Stienen, E. W. M., W. Courtens, J. Van de Walle & M. Everaert 2008. Sex-biased mortality of common terns in wind farm collisions. *Condor* 110, 154-157.
- Svensson, S., M. Svensson & M. Tjernberg 1999. Svensk Fågelatlas. Vår Fågelvärld supplement 31. Stockholm.
- Thelander, C. G., K. S. Smallwood & L. Ruge 2003. Bird risk behaviors and fatalities at the Altamont Wind Resource Area. National Renewable Energy Laboratory.

Tjernberg, M. & M. Svensson (red.) 2007. Artfakta – Rödlistade ryggradsdjur i Sverige. Artdatabanken, SLU, Uppsala.

Transportstyrelsen 2010. Nya regler om markering av föremål som kan utgöra en fara för luftfarten. <http://www.transportstyrelsen.se/sv/Regler/Regler-for-luftfart/Nyaar> (8 okt 2010).

TRC 2008. Post-construction avian and bat fatality monitoring and grassland bird displacement surveys at the Judith Gap wind energy project. Wheatland County, Montana. Judith Gap Energy, LLC/. TRC Environmental Corporation, Laramie, Wyoming.

Walker, D., M. McGrady, A. McCluskie, M. Madders & D. R. A. McLeod 2005. Resident golden eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. *Scottish Birds* 25, 24-40.

WEST (Western EcoSystems Technology, Inc.) 2004. Stateline Wind Project Wildlife Monitoring Final Report July 2001 – December 2003. Technical report peer-reviewed by and submitted to FPL Energy, the Oregon Energy Facility Siting Council, and the Stateline Technical Advisory Committee, Oregon.

Wetlands International 2006. Waterbird population estimates - fourth edition. Wetland International, Wageningen, Holland.

Whitfield, D. P. & M. Madders 2006. A review of the impacts of wind farms on hen harriers *Circus cyaneus* and an estimation of collision avoidance rates. Natural Research Information Note 1 (revised). Natural Research Ltd. Banchory, UK.

Winkelman, J. E. 1989. Birds and the wind park near Urk: bird collision victims and disturbance of wintering ducks, geese and swans. *RIN rapport 89/15*. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, Holland.

Winkelman, J. E. 1992. The Impact of the Sep Wind Park Near Oosterbierum, the Netherlands on Birds 1: Collision Victims. *RIN rapport 92/2* Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, Holland.

Young, D. P. Jr., W. P. Erickson, R. E. Good, M. D. Strickland & G. D. Johnson 2003. Avian and bat mortality associated with the initial phase of the Foote Creek Rim Windpower Project, Carbon County, Wyoming: November 1998-June 2003. Technical report prepared for Pacific Inc., SeaWest Windpower Inc, and Bureau of Land Management, Rawlins, WY. Western EcoSystems Technology Inc, Cheyenne, Wyoming.

Zeiler, H. P. & V. Gruenschachner-Berger 2009. Impact of wind power plants on black grouse *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. *Folia Zoologica* 58, 173-182.

Ödeen, A. & O. Håstad 2007. Havsbaserad vindenergi ur ett fågelperspektiv – kraftverkenssynlighet för fågelögat. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5764.

Bilaga 1a. Tätheter av häckande rovfåglar i Sveriges 21 län. (antal par/mil²). Vi redovisar tätheter för alla i Sverige häckande arter sammantaget (alla rovfåglar), alla de arter som visats vara mer utsatta för kollisioner med vindkraftverk sammantaget (urval av rovfåglar; röd glada, havsörn, ormråk, fjällvråk, kungsörn, fiskgjuse, tornfalk), samt separat för tre exemplararter.

Län	Alla rovfåglar	Urval rovfåglar	Röd glada	Havsörn	Kungsörn
Skåne	68,56	39,67	13,60	0,05	0,07
Blekinge	54,74	24,65	0,95	0,17	0,00
Kalmar	40,92	12,70	0,03	0,41	0,00
Kronoberg	40,48	13,23	0,14	0,02	0,00
Jönköping	37,43	11,80	0,00	0,00	0,01
Halland	38,76	15,46	0,83	0,00	0,06
Västra Götaland	46,54	21,31	0,01	0,03	0,00
Östergötland	45,62	16,91	0,00	0,33	0,01
Gotland	42,26	11,94	0,06	0,41	1,27
Södermanland	52,76	18,73	0,00	0,53	0,05
Stockholm	48,52	18,31	0,00	1,12	0,00
Uppsala	49,41	18,63	0,00	0,86	0,03
Västmanland	44,81	14,82	0,00	0,13	0,02
Örebro	39,99	13,10	0,00	0,06	0,01
Värmland	28,93	7,85	0,00	0,02	0,02
Dalarna	17,85	4,91	0,00	0,00	0,16
Gävleborg	26,36	12,74	0,00	0,14	0,09
Jämtland	14,44	3,43	0,00	0,00	0,21
Västernorrland	21,79	8,96	0,00	0,01	0,28
Västerbotten	14,85	4,80	0,00	0,03	0,26
Norrbottn	12,97	4,10	0,00	0,09	0,21

Bilaga 1b. Andelen av antalet häckande rovfågelpar som finns i respektive län (% av landets totala antal). Vi redovisar detta för alla i Sverige häckande arter sammantaget (alla rovfåglar), alla de arter som visats vara mer utsatta för kollisioner med vindkraftverk sammantaget (urval av rovfåglar; röd glada, havsörn, ormvråk, fjällvråk, kungsörn, fiskgjuse, tornfalk), samt separat för tre exemplararter.

Län	Alla rovfåglar	Urval av rovfåglar	Röd glada	Havsörn	Kungsörn
Skåne	7,24	11,48	94,16	1,41	1,25
Blekinge	1,54	1,90	1,76	1,17	0,00
Kalmar	4,38	3,73	0,19	10,80	0,00
Kronoberg	3,28	2,94	0,75	0,47	0,00
Jönköping	3,76	3,25	0,00	0,00	0,16
Halland	2,03	2,21	2,82	0,00	0,47
Västra Götaland	10,68	13,39	0,19	1,64	0,16
Östergötland	4,62	4,69	0,00	8,22	0,16
Gotland	1,27	0,98	0,13	3,05	6,24
Södermanland	3,06	2,98	0,00	7,51	0,47
Stockholm	3,02	3,12	0,00	17,14	0,00
Uppsala	3,31	3,42	0,00	14,08	0,31
Västmanland	2,71	2,45	0,00	1,88	0,16
Örebro	3,26	2,93	0,00	1,17	0,16
Värmland	4,87	3,63	0,00	0,70	0,62
Dalarna	4,82	3,64	0,00	0,23	7,02
Gävleborg	4,59	6,09	0,00	5,87	2,50
Jämtland	6,84	4,45	0,00	0,00	16,38
Västernorrland	4,53	5,10	0,00	0,47	9,36
Västerbotten	7,89	6,98	0,00	3,52	22,62
Norrbottnen	12,30	10,64	0,00	20,66	31,98

Bilaga 1c. Tätheter av häckande ripor och skogshöns i Sveriges 21 län. (antal par/mil²). Vi redovisar tätheter för de enskilda arterna separat samt för alla arter sammantaget (alla).

Län	Fjällripa	Dalripa	Järpe	Orre	Tjäder	Alla
Skåne	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	1,50
Blekinge	0,00	0,00	0,02	0,05	0,09	15,30
Kalmar	0,00	0,00	0,11	0,32	0,27	69,82
Kronoberg	0,00	0,00	0,17	0,39	0,35	91,04
Jönköping	0,00	0,00	0,14	0,33	0,38	85,92
Halland	0,00	0,00	0,08	0,06	0,09	22,92
V. Götaland	0,00	0,00	0,10	0,28	0,09	46,78
Östergötland	0,00	0,00	0,13	0,28	0,24	65,33
Gotland	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,80
Södermanland	0,00	0,00	0,17	0,26	0,12	54,46
Stockholm	0,00	0,00	0,15	0,23	0,06	44,68
Uppsala	0,00	0,00	0,17	0,57	0,14	88,71
Västmanland	0,00	0,00	0,21	0,60	0,13	93,62
Örebro	0,00	0,00	0,22	0,68	0,41	131,50
Värmland	0,00	0,06	0,39	0,85	0,85	215,55
Dalarna	0,03	0,15	0,14	0,78	1,13	223,27
Gävleborg	0,00	0,01	0,82	0,93	0,88	264,86
Jämtland	0,17	0,34	0,26	0,59	1,11	246,34
Västernorrland	0,00	0,05	0,92	0,88	1,01	286,00
Västerbotten	0,08	0,94	0,52	0,34	1,01	289,18
Norrbotten	0,26	1,13	0,20	0,22	0,69	250,02

Bilaga 1d. Andelen av antalet häckande ripor och skogshöns som finns i respektive län (% av landets totala antal). Vi redovisar andelar för de enskilda arterna separat samt för alla arter sammantaget (alla).

Län	Fjällripa	Dalripa	Järpe	Orre	Tjäder	Alla
Skåne	0,00	0,00	0,02	0,04	0,02	0,02
Blekinge	0,00	0,00	0,04	0,08	0,09	0,06
Kalmar	0,00	0,00	0,98	2,00	1,05	0,96
Kronoberg	0,00	0,00	1,14	1,83	1,05	0,95
Jönköping	0,00	0,00	1,22	1,94	1,40	1,11
Halland	0,00	0,00	0,37	0,17	0,17	0,15
Västra Götaland	0,00	0,00	1,96	3,71	0,73	1,38
Östergötland	0,00	0,00	1,14	1,66	0,87	0,85
Gotland	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Södermanland	0,00	0,00	0,81	0,89	0,24	0,41
Stockholm	0,00	0,00	0,81	0,83	0,14	0,36
Uppsala	0,00	0,00	0,98	2,22	0,35	0,76
Västmanland	0,00	0,00	1,06	2,11	0,28	0,72
Örebro	0,00	0,00	1,55	3,22	1,22	1,38
Värmland	0,00	0,54	5,62	8,32	5,25	4,65
Dalarna	1,94	2,25	3,26	12,20	11,20	7,73
Gävleborg	0,00	0,10	12,22	9,43	5,60	5,92
Jämtland	21,16	8,89	10,59	16,08	19,24	14,96
Västernorrland	0,00	0,54	16,30	10,54	7,70	7,61
Västerbotten	11,35	27,79	23,63	10,54	19,59	19,68
Norrbotten	65,55	59,91	16,30	12,20	23,79	30,37

Bilaga 1e. Tätheter av häckande vadare i Sveriges 21 län (antal par/mil²). Vi redovisar alla arter sammantaget (alla) samt arter upptagna i den svenska rödlistan (Rödlista; sydlig kärnsnäppa, brushane, dubbelbeckasin, myrspov, rödspov, storspov, drillsnäppa och roskarl) och EUs fågel-direktiv (FD; skärfläcka, fjällpipare, ljungpipare, sydlig kärnsnäppa, brushane, dubbelbeckasin, myrspov, grönbena och smalnäbbad simsnäppa). I tabellen redovisas även hur stor andel av individerna som finns i respektive län (% av landets totala antal)

Län	Alla par/mil ²	Rödlista par/mil ²	FD par/mil ²	Alla %	Rödlista %	FD %
Skåne	279,63	11,15	4,28	2,22	0,64	0,14
Blekinge	323,26	14,35	1,02	0,68	0,22	0,01
Kalmar	428,35	22,51	6,99	3,44	1,32	0,23
Kronoberg	349,61	15,49	1,89	2,13	0,69	0,05
Jönköping	317,31	16,04	4,77	2,39	0,88	0,15
Halland	299,50	19,22	2,60	1,18	0,55	0,04
Västra Götaland	309,21	16,39	3,45	5,33	2,06	0,25
Östergötland	272,23	17,59	0,15	2,07	0,97	0,00
Gotland	536,37	24,36	16,94	1,21	0,40	0,16
Södermanland	267,69	15,92	0,00	1,17	0,51	0,00
Stockholm	268,12	23,44	0,02	1,25	0,80	0,00
Uppsala	349,46	24,65	1,16	1,76	0,90	0,02
Västmanland	365,76	22,72	2,02	1,66	0,75	0,04
Örebro	396,14	24,81	3,09	2,43	1,11	0,08
Värmland	299,55	33,01	2,67	3,79	3,04	0,14
Dalarna	336,51	35,01	21,56	6,83	5,18	1,83
Gävleborg	343,92	38,43	11,71	4,50	3,67	0,64
Jämtland	302,53	50,52	97,28	10,77	13,10	14,45
Västernorrland	315,47	39,05	29,14	4,92	4,44	1,90
Västerbotten	271,99	51,16	84,66	10,85	14,87	14,09
Norrbottn	412,90	84,65	221,44	29,40	43,91	65,78

Bilaga 2. Arter och antalet lokaler med koncentrationer för arter med fler än 500 häckande par i Sverige. Som koncentrationer klassas områden som regelbundet hyst minst 1 % av den svenska populationen av arten i fråga. För några få arter har populationsdata från Wetlands International (*) använts istället för det häckande beståndet i Sverige (se avsnitt 2.5).

Svenskt namn	Latinskt namn	Antal lokaler
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	30
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	2
Svarthakedopping	<i>Podiceps auritus</i>	24
Skäggdopping	<i>Podiceps cristatus</i>	12
Gråhakedopping	<i>Podiceps grisegena</i>	30
Gråhäger	<i>Ardea cinerea</i>	9
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	44
Sångsvan *	<i>Cygnus cygnus</i>	28
Knölsvan	<i>Cygnus olor</i>	101
Sädgås*	<i>Anser fabalis</i>	250
Grågås *	<i>Anser anser</i>	146
Kanadagås	<i>Branta canadensis</i>	325
Vitkindad gås	<i>Branta leucopsis</i>	34
Gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	49
Bläsand	<i>Anas penelope</i>	37
Snatterand	<i>Anas strepera</i>	162
Gräsand	<i>Anas platyrhynchos</i>	5
Stjärtand	<i>Anas acuta</i>	166
Skedand	<i>Anas clypeata</i>	72
Årta	<i>Anas querquedula</i>	9
Vigg	<i>Aythya fuligula</i>	196
Brunand	<i>Aythya ferina</i>	68
Bergand *	<i>Aythya marila</i>	2
Svärta	<i>Melanitta fusca</i>	8
Småskrake	<i>Mergus serrator</i>	4
Storskrake	<i>Mergus merganser</i>	43
Röd glada	<i>Milvus milvus</i>	27
Brun kärrhök	<i>Circus aeruginosus</i>	4
Kungsörn	<i>Aquila chrysaetos</i>	1
Sothöna	<i>Fulica atra</i>	35
Trana	<i>Grus grus</i>	50
Skärfläcka	<i>Recurvirostra avosetta</i>	148
Tofsvipa	<i>Vanellus vanellus</i>	24
Strandskata	<i>Haematopus ostralegus</i>	10
Ljungpipare	<i>Charadrius apricaria</i>	35
Kärrensäppa	<i>Calidris alpina</i>	99
Skärrensäppa	<i>Calidris maritima</i>	53
Storspov	<i>Numenius arquata</i>	7
Roskarl	<i>Arenaria interpres</i>	1
Kustlabb	<i>Stercorarius parasiticus</i>	6
Dvärgmås	<i>Larus minutus</i>	181
Skrattmås	<i>Larus ridibundus</i>	35
Havstrut	<i>Larus marinus</i>	5
Silltrut	<i>Larus fuscus</i>	11

Svenskt namn	Latinskt namn	Antal lokaler
Fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>	6
Silvertärna	<i>Sterna paradisaea</i>	1
Småtärna	<i>Sterna albifrons</i>	48
Skräntärna	<i>Hydroprogne caspia</i>	58
Tobisgrissla	<i>Cephus grylle</i>	14
Tormule	<i>Alca torda</i>	11
Sillgrissla	<i>Uria aalge</i>	10
Turkduva	<i>Streptopelia decaocto</i>	8
Skogsduva	<i>Columba oenas</i>	3
Rödstrupig piplärka	<i>Anthus cervinus</i>	3
Skärpiplärka	<i>Anthus petrosus</i>	1
Kaja	<i>Corvus monedula</i>	6
Råka	<i>Corvus frugilegus</i>	2
Tallbit	<i>Pinicola enucleator</i>	4
Snösparv	<i>Plectrophenax nivalis</i>	1

Bilaga 3. Förteckning över de fågelarter som ingår i bilaga 1 i EUs fågeldirektiv (FD i kolumnen "Listning"), är rödlistade i Sverige (R) eller har minskat med minst 50 % under perioden 1975-2010 (Öttvall et al. 2008, Lindström et al. 2011) (-50 %). Totalt omfattar listan 127 arter. Vi har också gjort en bedömning av om arten löper risk att påverkas negativt av vindkraft i form av kollisioner eller störningar. För tio nattaktiva arter har vi markerat eventuell påverkan från vindkraft som okänd, för att understryka att för dessa är kunskapsläget dåligt. Seglare och svalor har försetts med frågetecken för att belysa att dessa möjligen löper högre risker att kollidera med vindkraftverk.

Svenskt namn	Latinskt namn	Listning	Påverkan vindkraft
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	FDR	Störning
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	FD	Störning
Svarthakedopping	<i>Podiceps auritus</i>	FDR	
Svarthalsad dopping	<i>Podiceps nigricollis</i>	R	
Rördrom	<i>Botaurus stellaris</i>	FDR	
Sångsvan	<i>Cygnus cygnus</i>	FD	Störning
Sädgåås	<i>Anser fabalis</i>	R	Störning
Fjällgåås	<i>Anser erythropus</i>	FDR	Störning
Vitkindad gåås	<i>Branta leucopsis</i>	FD	Störning
Stjärtand	<i>Anas acuta</i>	R	Störning
Årta	<i>Anas querquedula</i>	R	Störning
Brunand	<i>Aythya ferina</i>	R	Störning
Bergand	<i>Aythya marila</i>	R	Störning
Ejder	<i>Somateria mollissima</i>	R	Störning
Alfågel (vinter)	<i>Clangula hyemalis</i>	R	Störning
Svärta	<i>Melanitta fusca</i>	R	Störning
Salskrake	<i>Mergus albellus</i>	FDR	Störning
Bivråk	<i>Pernis apivorus</i>	FDR	Kollisioner
Röd glada	<i>Milvus milvus</i>	FD	Kollisioner
Havsörn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	FDR	Kollisioner
Brun kärrhök	<i>Circus aeruginosus</i>	FD	
Blå kärrhök	<i>Circus cyaneus</i>	FDR	
Ängshök	<i>Circus pygargus</i>	FDR	
Fjällvråk	<i>Buteo lagopus</i>	R	Kollisioner

Svenskt namn	Latinskt namn	Listning	Påverkan vindkraft
Kungsörn	<i>Aquila chrysaetos</i>	FDR	Kollisioner
Fiskgjuse	<i>Pandion haliaetus</i>	FD	Kollisioner
Stenfalk	<i>Falco columbarius</i>	FD	
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	FDR	Kollisioner
Pilgrimsfalk	<i>Falco peregrinus</i>	FDR	Kollisioner
Järpe	<i>Bonasa bonasia</i>	FD	Kollisioner
Orre	<i>Tetrao tetrix</i>	FD	Kollisioner
Tjäder	<i>Tetrao urogallus</i>	FD	Kollisioner
Rapphöna	<i>Perdix perdix</i>	R	Kollisioner
Vaktel	<i>Coturnix coturnix</i>	R	Kollisioner
Småfläckig sumphöna	<i>Porzana porzana</i>	FDR	
Kornknarr	<i>Crex crex</i>	FDR	
Trana	<i>Grus grus</i>	FD	
Skärfläcka	<i>Recurvirostra avosetta</i>	FD	Störning
Svartbent strandpipare	<i>Charadrius alexandrinus</i>	FDR	Störning
Fjällpipare	<i>Charadrius morinellus</i>	FD	Störning
Ljungpipare	<i>Charadrius apricaria</i>	FD	Störning
Sydlig kärrsnäppa	<i>Calidris alpina schinzii</i>	FDR	Störning
Brushane	<i>Philomachus pugnax</i>	FDR	Störning
Enkelbeckasin	<i>Gallinago gallinago</i>	-50%	Störning
Dubbelbeckasin	<i>Gallinago media</i>	FDR	Störning
Myrspov	<i>Limosa lapponica</i>	FDR	Störning
Rödspov	<i>Limosa limosa</i>	R	Störning
Storspov	<i>Numenius arquata</i>	R	Störning
Grönben	<i>Tringa glareola</i>	FD	Störning
Drillsnäppa	<i>Actitis hypoleucos</i>	R	Störning
Roskarl	<i>Arenaria interpres</i>	R	Störning
Smalnäbbad simsnäppa	<i>Phalaropus lobatus</i>	FD	Störning
Dvärgmås	<i>Larus minutus</i>	FD	Kollisioner
Skrattmås	<i>Larus ridibundus</i>	-50%	Kollisioner
Gråtrut	<i>Larus argentatus</i>	R	Kollisioner
Silltrut	<i>Larus fuscus</i>	R	Kollisioner
Tretåig mås	<i>Rissa tridactyla</i>	R	Kollisioner
Skräntärna	<i>Sterna caspia</i>	FDR	Kollisioner
Kentsk tärna	<i>Sterna sandvicensis</i>	FDR	Kollisioner
Fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>	FD	Kollisioner
Silvertärna	<i>Sterna paradisaea</i>	FD	Kollisioner
Småtärna	<i>Sterna albifrons</i>	FDR	Kollisioner
Svarttärna	<i>Chlidonias niger</i>	FDR	Kollisioner
Tobisgrissla	<i>Cephus grylle</i>	R	
Turkduva	<i>Streptopelia decaocto</i>	R	
Gök	<i>Cuculus canorus</i>	-50%	
Tornuggla	<i>Tyto alba</i>	R	?
Berguv	<i>Bubo bubo</i>	FDR	?
Fjälluggla	<i>Bubo scandiacus</i>	FDR	?
Hökuggla	<i>Surnia ulula</i>	FD	?
Sparvuggla	<i>Glaucidium passerinum</i>	FD	?

Svenskt namn	Latinskt namn	Listning	Påverkan vindkraft
Lappuggla	<i>Strix nebulosa</i>	FDR	?
Slaguggla	<i>Strix uralensis</i>	FD	?
Jorduggla	<i>Asio flammeus</i>	FDR	?
Pärluggla	<i>Aegolius funereus</i>	FD	?
Nattskärra	<i>Caprimulgus europæus</i>	FDR	?
Tornseglare	<i>Apus apus</i>	R	Kollisioner
Härfågel	<i>Upupa epops</i>	R	
Kungsfiskare	<i>Alcedo atthis</i>	FDR	
Göktyta	<i>Jynx torquilla</i>	R	
Gråspett	<i>Picus canus</i>	FD	
Gröngöling	<i>Picus viridis</i>	-50%	
Spillkråka	<i>Dryocopus martius</i>	FD	
Vitryggig hackspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>	FDR	
Mindre hackspett	<i>Dendrocopos minor</i>	R	
Tretåig hackspett	<i>Picoides tridactylus</i>	FDR	
Trädlärika	<i>Lullula arborea</i>	FD	
Sånglärika	<i>Alauda arvensis</i>	R	
Berglärika	<i>Eremophila alpestris</i>	R	
Backsvala	<i>Riparia riparia</i>	R	Kollisioner
Hussvala	<i>Delichon urbica</i>	-50%	Kollisioner
Fältpiplärka	<i>Anthus campestris</i>	FDR	
Rödstrupig piplärka	<i>Anthus cervinus</i>	R	
Sydlig Gulärta	<i>Motacilla flava flava</i>	R	
Järnsparv	<i>Prunella modularis</i>	-50%	
Näktergal	<i>Luscinia luscinia</i>	-50%	
Blåhake	<i>Luscinia svecica</i>	FD	
Buskskvätta	<i>Saxicola rubetra</i>	-50%	
Gräshoppsångare	<i>Locustella naevia</i>	R	
Flodsångare	<i>Locustella fluviatilis</i>	R	
Trastsångare	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	R	
Busksångare	<i>Acrocephalus dumetorum</i>	R	
Höksångare	<i>Sylvia nisoria</i>	FDR	
Lundsångare	<i>Phylloscopus trochiloides</i>	R	
Nordsångare	<i>Phylloscopus borealis</i>	R	
Nordlig Gransångare	<i>Phylloscopus collybita abietinus</i>	-50%	
Brandkronad kungsfågel	<i>Regulus ignicapilla</i>	R	
Mindre flugsnappare	<i>Ficedula parva</i>	FDR	
Halsbandsflugsnappare	<i>Ficedula albicollis</i>	FD	
Entita	<i>Parus palustris</i>	-50%	
Tallita	<i>Parus montanus</i>	-50%	
Lappmes	<i>Parus cinctus</i>	R	
Pungmes	<i>Remiz pendulinus</i>	R	
Sommargylling	<i>Oriolus oriolus</i>	R	
Törnskata	<i>Lanius collurio</i>	FD	
Lavskrika	<i>Perisoreus infaustus</i>	R	

Svenskt namn	Latinskt namn	Listning	Påverkan vindkraft
Nötkråka	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	R	
Stare	<i>Sturnus vulgaris</i>	-50%	
Gråsparv	<i>Passer domesticus</i>	-50%	
Gulhämpling	<i>Serinus serinus</i>	R	
Hämpling	<i>Carduelis cannabina</i>	R	
Vinterhämpling	<i>Carduelis flavirostris</i>	R	
Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>	R	
Tallbit	<i>Pinicola enucleator</i>	R	
Ortolansparv	<i>Emberiza hortulana</i>	FDR	
Dvärgsparv	<i>Emberiza pusilla</i>	R	
Kornsparv	<i>Emberiza calandra</i>	R	

C. Fladdermöss

1. Inledning

Fladdermöss omkommer ibland vid vindkraftverk. Detta är ett växande problem, eftersom vindkraftutbyggnaden kan väntas öka kraftigt under de närmaste åren. Detta gäller i Sverige (www.energimyndigheten.se), i resten av Europa (EWEA 2008), i Nordamerika, i Kina och vissa andra delar av Asien och på lite längre sikt kanske i större delen av världen. Problemet med att fladdermöss drabbas har varit känt i drygt ett decennium (Osborn et al. 1996, Bach et al. 1999, Rahmel et al. 1999), men det är först ganska nyligen som man börjat ta detta på riktigt allvar. Fladdermössens utsatthet vid vindkraftverk betraktas numera åtminstone i vissa länder både som en angelägenhet för naturvården och ett viktigt etiskt problem. Man menar bland annat att med den olycksfrekvens man uppmätt på en del platser i Nordamerika, är det tveksamt om de aktuella populationerna kommer att kunna överleva på sikt. Fladdermöss har långsam reproduktionstakt, som i normala fall är kopplad till lång livslängd och låg dödlighet (Barclay & Harder 2003, Podlutzky et al. 2005). Det är därför troligt att en kraftig ökning av antalet vindkraftdödade fladdermöss kommer att få långsiktiga effekter på populationerna. Längs Appalacherna i USA har man exempelvis noterat att 30-40 fladdermöss dödas årligen vid varje vindkraftverk. Med denna siffra som utgångspunkt samt den planerade utbyggnaden av vindkraften i Appalacherna fram till år 2020 har man beräknat att 33 000-110 000 fladdermöss kommer att dödas av vindkraftverk per år i det här området (Kunz et al. 2007a, Arnett et al. 2008).

Den höga olycksfrekvensen i Appalacherna verkar lyckligtvis inte vara något särskilt vanligt fenomen i andra delar av Nordamerika och Europa, åtminstone inte om vi utgår från de rapporter som är tillgängliga. Men man har ändå funnit nästan lika höga siffror på en del platser i Europa, särskilt längs kuster (Dulac 2008) och på skogklädda berg (Brinkmann et al. 2006). De här fallen kommer vi att granska ordentligt längre fram.

Som vi skall se är problematiken med fladdermöss och vindkraftverk ganska speciell. De arter som drabbas hårdast i det här sammanhanget är nämligen relativt vanliga och de är normalt inte utsatta för andra kända hot. Den nationella rödlistan, som ofta är ett viktigt instrument i naturvården (Gärdenfors 2010), är inte särskilt användbar i det här fallet eftersom flertalet av de aktuella arterna är inte medtagna i listan. Vi måste naturligtvis räkna med att olyckor sker vid vindkraftverk emellanåt, men vi anser att det inte finns någon anledning att acceptera att vindkraftverk dödar fladdermöss i större skala. Alla europeiska arter av fladdermöss har trots allt en generell skyddsstatus genom Artskyddsförordningen, EUs habitatdirektiv och EUROBATS-överenskommelsen. Detta återkommer vi till (avsnitt 9.1).

Intressant nog har problematiken kring vindkraftverken föranlett undersökning av flera nya aspekter på fladdermössens biologi. De senaste årens arbete med det här och närliggande problem har gett oss en hel del ny och spännande kunskap. Detta gäller inte minst fladdermössens beteende i samband med flyttning och deras jakt på insekter över havet (Ahlén 1997, 2002, 2003, Ahlén et al. 2007, 2009) och på högre höjd (Ahlén et al. 2007, 2009, McCracken et al. 2008, Collins & Jones 2009). För den som vill skaffa sig en lite djupare insikt i fladdermössens ekologi och beteende kan vi särskilt rekommendera Kunz & Fenton (2003), Dietz et al. (2007, 2009) och Altringham (2011). Det finns tyvärr ingen motsvarande litteratur på svenska.

2. Metoder

2.1. Litteraturgenomgång

Den här rapporten bygger på kunskap som var tillgänglig 2009 och 2010, det vill säga skriftliga uppgifter som vi hittat i publicerat eller opublicerat men inte hemligt material. Som framgår av litteraturlistan är många av uppgifterna hämtade från så kallad grå litteratur, och är inte publicerade i vetenskapliga tidskrifter. De är därmed inte vetenskapligt kvalitetsmärkta, eftersom de normalt inte har gått igenom någon granskningsprocess. Detta betyder inte nödvändigtvis att uppgifterna är mindre tillförlitliga, men däremot att kvalitén kan variera en hel del. Det finns dessutom en okänd mängd opublicerat material som inte är tillgängligt, främst i USA men även i Europa. Vi har inte försökt gräva i detta material och vi har inte heller tagit med muntlig information som inte har kunnat styrkas med skriftliga uppgifter. Det finns alltså en risk att vi missat en del information som inte varit tillgänglig för oss. Vi tror ändå att vi trots allt fått fram det viktigaste, så att det som presenteras i den här rapporten kan anses vara representativt.

2.2. Litteratursökning och bedömning av artiklars relevans

Elektroniska databaser och Internet användes för att hitta relevant vetenskaplig och populär litteratur. För att finna publicerade artiklar användes som sökmotorer *Web of Knowledge (BIOSIS)*; (<http://apps.isiknowledge.com/BIOSIS>) och *Google Scholar*, Google). För fri sökning på Internet användes *Dogpile meta-search* (www.dogpile.com, InfoSpace). Följande söktermer användes för att hitta litteratur om fladdermöss och vindkraft:

- bat* AND wind turbine*
- bat* AND windfarm*
- bat* AND wind park*
- bat* AND wind AND turbine*
- bat* AND wind AND farm*
- bat* AND wind AND park*
- bat* AND wind AND installation*

Antalet träffar per sökterm i *BIOSIS* och *Dogpile* var så få att alla artiklar granskades, och endast sådana som helt uppenbart behandlade ett annat ämne sorterades bort i ett första skede. Övrig litteratur samlades i en litteraturlista i ett Excel-blad för vidare granskning. Sökningarna i *Google Scholar* genererade ett ohanterligt stort antal träffar per sökterm och endast de 50 första artiklarna per sökterm granskades. Relevanta artiklar samlades i litteraturlistan. Vi gjorde sedan en bedömning av om artiklarna och rapporterna var relevanta för det fortsatta syntesarbetet eller inte. Här sorterade vi undan det mesta av sådant

som inte behandlade *effekter* av vindkraftverk på fladdermöss. Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) och liknande som gjorts innan utbyggnaden, och som därför inte handlar om påvisade effekter, har således i stort sett utelämnats.

En stor och viktig del av de citerade arbetena är opublicerade eller av andra anledningar svåråtkomliga. Många av dem lyckades vi hitta endast genom välvilliga kollegors hjälp eller direkt via några speciella institutioners och konsulter bibliotek. Vi riktar därför ett särskilt tack till Lothar och Petra Bach (Bremen, Tyskland), Bat Conservation International (Austin, Texas, USA), Gareth Jones (Bristol University, UK), Marie-Jo Dubourg-Savage (Muséum d'Histoire Naturelle de Bourges, Frankrike), Luisa Rodrigues (Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisbon, Portugal) och EUROBATS Secretariat (Bonn, Tyskland).

2.3. Begränsningar i materialet

Särskilt det amerikanska materialet är kraftigt påverkat av det faktum att forskare och naturvårdsorganisationer endast har haft tillgång till vindkraftparker i några få områden, så många naturtyper är inte representerade. De nordamerikanska undersökningarna är huvudsakligen begränsade till tre regioner: Appalacherna i östra USA, prärien strax öster om Klippiga Bergen i södra Kanada samt den höglänta prärien i nordvästra USA. De här områdena är knappast representativa för hela kontinenten. De är sinsemellan väldigt olika geografiskt och topografiskt, liksom när det gäller hur fladdermöss påverkas av vindkraftverken (tabell 4.1). De områden i Nordamerika som är artrikast när det gäller fladdermöss, nämligen de sydvästra staterna (Texas, Arizona och Kalifornien), är inte representerade i någon större utsträckning, trots att storskalig utbyggnad av vindkraft sker där. Detsamma gäller Klippiga Bergen i USA och i viss mån även barrskogsbältet i Kanada.

Huvuddelen av det Europeiska materialet kommer från Tyskland, vilket är det land där vindkraftens effekter på fladdermöss först uppmärksammades och det enda land i norra Europa där problemet följts upp någorlunda väl. Det tyska materialet kompletteras av enstaka undersökningar från Österrike, Schweiz, norra Frankrike, England och Sverige. Däremot finns några länder med långt utbyggd vindkraft, exempelvis Holland och Belgien, där vi inte känner till några undersökningar över hur fladdermöss har påverkats. Detta gäller också större delen av Danmark, där man tidigt byggde ut vindkraften. Man har dock gjort en del undersökningar vid danska vindkraftparker till havs bland annat i Öresund (Ahlén et al. 2007, 2009).

Det finns en hel del färsk forskning av fladdermöss och vindkraft från södra Europa, särskilt från Spanien, Portugal, Grekland, Italien och södra Frankrike, vilka dock inte kom med i den här undersökningen. Det rör sig huvudsakligen om opublicerade rapporter skrivna på portugisiska, spanska, italienska, grekiska och franska och av minst sagt varierande kvalitet. Tillsammans med kollegor från dessa länder försöker vi emellertid bena ut och sammanställa det här materialet, så det kommer förhoppningsvis att bli till-

gängligt så småningom. Vi har däremot inte hittat något material från Polen, Tjeckien, Slovakien, Ungern eller övriga länder i östra Europa och inte heller från Norge, Finland, Baltikum och Ryssland.

2.4. Analys

Vi har använt alla tillgängliga undersökningar där man på ett någorlunda systematiskt sätt sökt efter döda fladdermöss under vindkraftverk (tabell 4.1 och 4.2) och beräknat ett värde på hur många fladdermöss som dödas per verk och år. Däremot har vi inte analyserat data och uppgifter som inte klart kan kopplas till vindkraftverken i sig, exempelvis variation i antal individer eller arter som förekommer i verkens närhet, eller variation i insektstillgång, även om sådant ibland kan misstänkas ha samband med utbyggnad av vindkraftverk. Anledningen till att vi varit restriktiva på den här punkten diskuteras mer utförligt längre fram (avsnitt 4.9).

Alla undersökningar som vi har använt oss av är från det senaste decenniet, men det är först under de allra senaste åren som metoderna har blivit någorlunda standardiserade och som de olika undersökningarna därför blivit jämförbara i strikt bemärkelse (metodutvecklingen inom det här området finns exempelvis beskriven i Grünkorn et al. 2005, Kunz et al. 2007b, Arnett et al. 2008, Rodrigues et al. 2008, Huso 2010). I vår metaanalys har vi inte tagit hänsyn till att metoderna varierat en del, och att resultaten kanske egentligen inte borde jämföras. Å andra sidan har vi tänkt på detta, och varit försiktiga med slutsatserna. Vi har bara använt resultat från undersökningar där man med experiment försökt justera för de tre viktigaste felkällorna på ett eller annat sätt. Dessa felkällor är:

- a. att djur äter upp eller flyttar döda fladdermöss innan de hunnit observeras och räknas
- b. att ingen observatör hittar alla döda fladdermöss och att effektiviteten varierar mellan observatörer
- c. att chansen att hitta en död fladdermus är kraftigt beroende av de rådande omständigheterna på platsen, exempelvis växtlighet och ljusförhållanden

Det har inte helt överraskande visat sig att antalet fladdermöss som omkommer vid ett vindkraftverk är betydligt större än det antal kadaver som hittas. De värden på beräknad olycksfrekvens som visas i tabell 4.1 och 4.2 har åtminstone i viss mån justerats för ovanstående felkällor. Detta har i de flesta fall gjorts i den ursprungliga rapporten, men i några fall har vi räknat om siffrorna utifrån information som lämnats av författarna i efterhand.

Andra potentiella felkällor, som vi inte tagit hänsyn till, är att tiden mellan observationerna varierat mellan 1 och 24 dagar beroende på undersökning. I vissa fall har man kontrollerat felkällorna för varje turbin separat, men i andra bara för en turbin, vilken sedan antagits vara representativ för hela

eller delar av parken. Ibland har man använt hund vid sökandet efter kadaver, vilket har ökat effektiviteten en hel del, särskilt där det funnits tät markvegetation (Arnett 2006). Man har inte alltid kunnat använda döda fladdermöss, när man med experiment försökt uppskatta felkällornas storlek (rovdjurens effekter och skillnader mellan observatörer och habitat), utan tvingats ta till kycklingar, möss eller hemmagjord textil- eller pappmodeller. Likaså har många olika statistiska metoder använts för att justera felkällorna och uppskatta de värden på olycksfrekvens som visas i våra tabeller (exempelvis Winkelman 1989, Erickson et al. 2000, Huso 2010). Vi har inte tagit hänsyn till vilken metod som använts, men konstaterar att de statistiska metoderna nu förhoppningsvis håller på att standardiseras (Huso 2010, Huso et al. 2011).

Ett annat metodologiskt problem har varit att olycksfrekvensen varierar kraftigt under säsongen och att de olika undersökningarna inte pågått lika länge. Man insåg ganska tidigt att nästan alla olyckor med fladdermöss vid vindkraftverk inträffar under sensommaren, så i de flesta undersökningar har man rationaliserat bort resten av året och koncentrerat fältarbetet till augusti och september. För att åtminstone grovt kunna jämföra undersökningar, som löpt över hela säsongen med sådana som bara pågått under augusti-september, har vi justerat de kortare undersökningarna uppåt genom att dividera den beräknade olycksfrekvensen med 0,9. De helårsundersökningar som trots allt finns (2 europeiska och 7 nordamerikanska), visar nämligen att i genomsnitt 90 % av olyckorna vid vindkraftverk sker under sensommaren (augusti-september) och att resten (10 %) sker under försommaren (maj-juni). Mer om detta nedan (avsnitt 4.5).

För analyserna har vi ibland hämtat kompletterande information om topografi, höjd över havet, vegetation, avstånd till närmaste trädridå och avstånd till havet på Google Maps. Data som gäller själva kraftverken har vi ibland fått söka på fabrikanternas hemsidor eller på www.thewindpower.net. På grund av alla olikheter i metoder har vi varit försiktiga när vi gjort jämförelser mellan olika områden. Vi har koncentrerat oss på de stora dragen, inte på små skillnader i olycksfrekvens och andra detaljer. Varje vindkraftspark har betraktats som en oberoende enhet. Analyserna har gjorts med icke-parametriska metoder på grund av bimodal fördelning av data och andra krångligheter (Siegel 1956). För mer detaljerad information när det gäller metoder som använts i de ursprungliga rapporterna och i våra analyser hänvisar vi till två nya artiklar, där vi redovisar det här arbetet mer detaljerat (Rydell et al. 2010a, b).

3. Förekomst av fladdermöss i Sverige

Fladdermössens förekomst och utbredning i Sverige har sammanfattats av Nilsson (1847), Ryberg (1947), Ahlén & Gerell (1989) och på senare tid av Ahlén (2004, 2006, 2011). I det här kapitlet skall vi bara ge en kort resumé av läget. Det har gjorts en hel del systematiska inventeringar under de senaste åren, inte minst genom kommuners och länsstyrelser försorg (t.ex. Blank et al. 2008), och en hel del av detta har redovisats i exempelvis myndigheternas rapportserier. Kunskapen om fladdermössens utbredning i Sverige är nu god eller rent av mycket god, särskilt i Götaland. Vi använder oss här först och främst av utbredningskartor och en del andra uppgifter från en ny artikel om de svenska fladdermössens utbredning (Ahlén 2011).

I Sverige har hittills 19 fladdermusarter påträffats, men tre av dessa är mycket sällsynta och har bara observerats i Skåne. Det finns exempelvis endast ett bekräftat fynd av större musöra (Gerell & Lundberg 1985). Grå långörad fladdermus och Bechsteins fladdermus har av allt att döma stadiga förekomster men mycket begränsad utbredning i Skåne. Till den här gruppen kan vi också räkna nymffladdermusen, som alldeles nyligen påvisats i Skåne och Blekinge (Ahlén 2010b). De här arterna måste givetvis behandlas som hotade där de förekommer, trots att de kända olycksfallen vid vindkraftverk hittills är mycket få (inga i Sverige).

Av övriga femton arter har vi några som är mer eller mindre sällsynta. Sydfladdermusen påträffades först i Skåne 1983 (Gerell et al. 1983) men har nu observerats norrut till Södermanland och norra Västergötland. Leislers fladdermus och pipistrell är också sällsynta och de är hittills bara påträffade i Götaland. Trollfladdermusen, som tidigare bara var känd från Skåne (Ryberg 1947), är nu relativt vanlig i östra Sverige norrut till Uppland, men den är fortfarande sällsynt i väster (Ahlén 2006). Pipistrellen har ganska nyligen separerats som egen art från dvärgfladdermusen (Ahlén & Baagøe 2001). Den påvisades första gången i Sverige år 2000 på Öland, men den har senare hittats norrut till Västergötland. De här fyra arterna tillhör den grupp som relativt ofta förolyckas vid vindkraftverk på kontinenten, där de är vanligare än här i Sverige (tabell 4.3).

De arter man i första hand kommer i kontakt med när det gäller vindkraftverk i södra halvan av Sverige är stor fladdermus, gråskimlig fladdermus, nordisk fladdermus och dvärgfladdermus. De båda förstnämnda är förmodligen de mest utsatta av de svenska arterna när det gäller vindkraftverk. Båda arterna vistas ofta i fria luften på högre höjd än de flesta andra fladdermöss och de anses även vara långflyttare (Hutterer et al. 2005). De förekommer norrut ungefär till Dalälven, samt en bit längre upp utmed norrlandskusten. Denna utbredning gäller även för den i söder mycket vanliga dvärgfladdermusen. Den nordiska fladdermusen finns i hela landet utom i höglänta delar av fjällen, men längst i norr lever den på marginalen och är ganska ovanlig (Rydell 1992b).

Den är nog den enda fladdermus man kan vänta sig att stöta på i samband med vindkraftutbyggnad i inre delar av norra Norrland.

Dvärgfladdermusen och den nordiska fladdermusen tillhör våra absolut vanligaste arter, och även om de förhållandevis ofta dödas av vindkraftverk, är risken liten att de kommer att påverkas märkbart på populationsnivå (se nedan, avsnitt 7.1). Resten av de svenska fladdermusarterna tillhör släktena *Myotis*, *Plecotus* och *Barbastella*. Några av dem är mer eller mindre sällsynta och rödlistade, exempelvis barbastellen, fransfladdermusen och dammfladdermusen. De här arterna vistas ganska sällan på hög höjd i fria luften, så möjligen med undantag av barbastellen (se avsnitt 4.6), får risken att de skall förolyckas vid vindkraftverk anses som ringa. Men de kan naturligtvis påverkas negativt av andra miljöförändringar i samband med utbyggnaden, och bör därför behandlas som hotade arter.

Som vi redan nämnt är problematiken runt vindkraftverk ganska speciell på så vis att olyckorna mest drabbar andra fladdermusarter än de som i vanliga fall betraktas som utsatta eller hotade. Vi har i det här arbetet försökt koncentrera oss på det som vi anser relevant när det gäller fladdermöss i samband med vindkraft. När det gäller skydd av fladdermöss i allmänhet och Sveriges internationella åtaganden och handlingsprogram hänvisar vi till avsnitt 9.1 och Ahlén (2011). För allmän hotbild och detaljer rörande rödlistning av fladdermöss i Sverige och Europa hänvisar vi till Gärdenfors (2010) samt Temple & Terry (2007). Dessutom finns uppdaterade faktablad för alla rödlistade arter på ArtDatabankens hemsida www.artdata.slu.se.

Tabell 3.1. Sammanfattning av de svenska fladdermusarternas utbredning (nordgräns) och nationella rödlistning (efter Ahlén 2011, Gärdenfors 2010). Arterna på den övre halvan av tabellen är de som oftast hittas döda under vindkraftverk i Europa (tabell 4.3).

Svenskt namn	Latinskt namn	Utbredning	Rödlistning
Stor fladdermus	<i>Nyctalus noctula</i>	S. Norrland (62°N)	
Leislers fladdermus	<i>Nyctalus leisleri</i>	Götaland (55°N)	Starkt hotad (EN)
Trollfladdermus	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Svealand (61°N)	
Pipistrell	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Götaland (55°N)	Akut hotad (CR)
Dvärgfladdermus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Svealand (61°N)	
Gråskimlig fladdermus	<i>Vespertilio murinus</i>	Svealand (61°N)	
Nordisk fladdermus	<i>Eptesicus nilssonii</i>	N. Norrland (68°N)	
Sydfladdermus	<i>Eptesicus serotinus</i>	Götaland (58°N)	Starkt hotad (EN)
Nymffladdermus	<i>Myotis alcathoe</i>	Skåne, Blekinge (55°N)	
Större musöra	<i>Myotis myotis</i>	Skåne (55°N)	
Dammfladdermus	<i>Myotis dasycneme</i>	Svealand (61°N)	Starkt hotad (EN)
Vattenfladdermus	<i>Myotis daubentonii</i>	M. Norrland (64°N)	
Brandts fladdermus	<i>Myotis brandtii</i>	M. Norrland (64°N)	
Mustaschfladdermus	<i>Myotis mystacinus</i>	S. Norrland (62°N)	
Fransfladdermus	<i>Myotis nattereri</i>	M. Norrland (63°N)	Sårbar (VU)
Bechsteins fladdermus	<i>Myotis bechsteinii</i>	Skåne (55°N)	Akut hotad (CR)
Grå långörad fladdermus	<i>Plecotus austriacus</i>	Skåne (55°N)	
Långörad fladdermus	<i>Plecotus auritus</i>	M. Norrland (63°N)	
Barbastell	<i>Barbastella barbastellus</i>	Götaland (58°N)	Starkt hotad (EN)

4. Vindkraftverkens effekter på fladdermöss

4.1. Olycksfrekvenser vid vindkraftverk i Europa och Nordamerika

I tabellerna 4.1 och 4.2 har vi sammanställt resultaten av undersökningar där man har kvantifierat olycksfrekvensen av fladdermöss vid vindkraftverk i Europa och Nordamerika. Resultaten visar på stora skillnader, främst beroende på hur verken har placerats med avseende på topografi och vegetation. Flest fladdermöss omkommer nästan alltid vid vindkraftverk som placerats längs kuster och på höjder i skogsområden, oavsett om det rör sig om löv- eller barrskog. Exemplet från Nordeuropa är Schwarzwald i södra Tyskland, där i genomsnitt 18 fladdermöss dödas per kraftverk och år, men en undersökning antyder att situationen är likartad i Jura-bergen i Schweiz. Ungefär samma sak verkar också ske vid verk som placerats på höjder längs Appalacherna i östra USA, men den enda skillnaden att där har ännu högre olycksfrekvenser noterats.

Det motsatta gäller i intensivbrukade jordbruksområden eller andra trädlösa och relativt flacka områden, exempelvis Schleswig-Holstein i nordvästra Tyskland, Cambridgeshire i England, eller prärien i Alberta i Kanada. Där är olycksfrekvensen oftast låg, i genomsnitt mindre än tre fladdermöss per turbin och år. Några lokaler, exempelvis Prellenkirchen i Österrike och Summerview i Kanada, visar dock att betydligt högre olycksfrekvens kan förekomma lokalt även i sådana områden, utan att man bestämt kan säga varför det är så. I fallet Summerview antas den förhöjda frekvensen emellertid bero på närheten till en skogsdunge, som används flitigt av fladdermöss som viloplats under flyttningen söderut (Baerwald & Barclay 2009).

Generellt ökar olycksfrekvensen något i jordbruksområden där variationen i topografi och vegetation är större, som i Sachsen i östra Tyskland. Där är frekvensen 1,8 fladdermöss per verk och år, det vill säga ungefär dubbelt så hög som i nordvästra Tyskland, men fortfarande bara en tiondel av den i Schwarzwald. Trots en viss variation både i olycksfrekvens och vegetation och topografi i jordbruksområdena kunde vi inte hitta några klara samband. Olyckorna var dock fler vid verk som placerats inom 100-200 m från en skog eller trädridå, jämfört med om avståndet var större (Endl et al. 2004, Seiche 2008). Vi kan också konstatera att olycksfrekvensen verkar öka markant vid verk som ligger längs kusten, men dessvärre har vi bara data från ett sådant område. Vindkraftsparken Bouin i Vendée alldeles intill franska Atlantkusten är ett område med åkrar och ostronodlingar. Olycksfrekvensen är så hög som 19 fladdermöss per verk och år, trots att området är helt flackt och trädöst. Det verkar också som om olycksfrekvensen är förhöjd vid vindkraftsparker som ligger vid våtmarker (Pickering i Kanada och Top of Iowa i USA där 10,7 respektive 7,8 fladdermöss dödas per verk och år), men även i det här fallet har vi för få observationer för att slutsatsen skall vara säker.

Det verkar inte finnas något samband mellan olycksfrekvens och antal kraftverk i en vindkraftspark. Verk som ligger i större parker dödar varken fler eller färre fladdermöss än de som ligger enskilt. Detta gäller i varje fall i Europa, där antalet verk per studerad vindkraftspark varierar mellan 1 och 18. Däremot visar figur 4.1 att vindkraftverk med högre torn dödar fler fladdermöss än verk som är lägre. Det förefaller rent av som om förhållandet är exponentiellt, det vill säga faran för fladdermöss ökar kraftigt när tornen blir riktigt höga. Motsvarande siffror från Nordamerika visar samma sak (Barclay et al. 2007).

Man bör observera att situationen för fladdermöss och fåglar är helt olika i det här fallet. För fåglar verkar tornens höjd inte ha någon större betydelse (Barclay et al. 2007). Hur många fladdermöss som dödas vid vindkraftverk beror inte helt oväntat även på rotorbladens svepyta. Det finns däremot inget klart samband mellan hur många fladdermöss som dödas och avståndet mellan marken och rotorbladens lägsta punkt.

Tabell 4.1. Uppskattat antal fladdermöss som dödas årligen av vindkraftverk i Nordamerika. Döda fladdermöss har insamlats regelbundet under större delen av en säsong eller mer. Antalet har sedan justerats för skillnader mellan olika observatörer och observationsförhållanden och kadaver som försvunnit mellan observationerna. För mer detaljer hänvisas till Kunz et al. (2007a), Arnett et al. (2008) och Rydell et al. (2010a).

Region/Vindpark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Östra USA				
Searsborg	Höjd i skog	11	0,0	Kerlinger 2002
Maple Ridge 1	Betesmark	120	24,5	Jain et al. 2007
Maple Ridge 2	Betesmark	195	12,3	Jain et al. 2009
Casselman	Höjd i skog	23	32,3	Arnett et al. 2009a
Meyersdale	Höjd i skog	20	25,6	Kerns et al. 2005
Mountaineer	Höjd i skog	44	47,5	Kerns & Kerlinger 2004
Buffalo Mountain 1	Höjd i skog	3	28,0	Nicholson 2003
Buffalo Mountain 2	Höjd i skog	15	69,6	Fiedler et al. 2007
Mellersta USA				
Buffalo Ridge 1	Betesmark	73	0,1	Johnson et al. 2003a
Buffalo Ridge 2	Betesmark	143	2,0	Johnson et al. 2004
Buffalo Ridge 3	Betesmark	138	2,1	Johnson et al. 2004
Lincoln	Åker	31	4,3	Howe et al. 2002
Top of Iowa	Åker, våtmark	98	7,8	Koford et al. 2004
Västra USA				
Judith Gap	Bergpass, bete	90	13,4	TRC 2008
Klondike	Åker	16	1,2	Johnson et al. 2003b
Vansycle	Betesmark	38	0,8	Erickson et al. 2000
Stateline	Betesmark	454	1,1	Erickson et al. 2003a
Foote Creek Rim	Betesmark	69	1,3	Young et al. 2003
Nine Canyon	Betesmark	37	3,2	Erickson et al. 2003b
High Winds	Betesmark	90	3,7	Kerlinger et al. 2006

Region/Vindpark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Kanada				
McBride Lake	Åker, bete	114	0,5	Brown & Hamilton 2004
Castle River	Åker, bete	60	0,6	Brown & Hamilton 2006a
Summerview	Åker	39	18,5	Brown & Hamilton 2006b
Pickering	Park, sjöstrand	1	10,7	James 2002

Tabell 4.2. Uppskattat antal fladdermöss som dödas årligen av vindkraftverk i Nord- och Mellaneuropa. Döda fladdermöss har insamlats regelbundet under större delen av en säsong eller mer. Med undantag för tre lokaler där dödligheten är given inom parentes, har antalet döda fladdermöss justerats för skillnader mellan olika observatörer och förhållanden och för kadaver som försvunnit mellan observationerna. För mer detaljer hänvisas till Rydell et al. (2010a).

Region/Vindkraftspark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Nordvästra Tyskland				
Blumendorf	Åker	2	(2,0)	Göbel & Götttsche 2005
Tralau	Åker	4	(2,0)	Götttsche & Göbel 2007
Friedrich-Wilhelm Lübke Koog	Åker	13	0,0	Grünkorn et al. 2005
Bosbüll	Åker	4	0,0	Grünkorn et al. 2005
Marienkoog	Åker	15	0,0	Grünkorn et al. 2005
Reussenköge	Åker	17	0,0	Grünkorn et al. 2005
Breklumer Koog	Åker	11	0,0	Grünkorn et al. 2005
Simonsberger Koog	Åker	13	0,0	Grünkorn et al. 2005
Uelvesbuller Koog	Åker	4	0,0	Grünkorn et al. 2005
Cappel-Neufeld	Åker	5	3,1	Bach & Bach 2010
Langwedel	Åker	5	3,0	Bach & Niermann 2011
Östra Tyskland				
Puschwitz	Lövskog, höjd	10	4,1	Endl et al. 2004
Wendischbora	Åker	17	3,6	Endl et al. 2004
Bayerhöhe	Åker, höjd	5	4,6	Endl et al. 2004
Wachau	Åker	5	0,0	Endl et al. 2004
Bernsdorf	Lövskog	3	0,0	Endl et al. 2004
Röhrsdorf	Åker	4	0,0	Endl et al. 2004
Ludwigsdorf	Åker	18	1,1	Endl et al. 2004
Thornberg	Åker	12	1,1	Endl et al. 2004
Kleinröhrsdorf	Åker	3	2,2	Endl et al. 2004
Melaune	Åker	7	2,6	Endl et al. 2004
Reichenbach	Åker	7	1,9	Endl et al. 2004
Eckardsberg	Åker	5	2,6	Endl et al. 2004

Region/Vindkraftspark	Läge	Antal verk	Antal döda per verk & år	Referens
Södra Tyskland				
Lahr	Höjd i skog	3	(0,6)	Behr & Helversen 2005
Ittenschwander Horn	Höjd i skog	2	18,3	Behr et al. 2006
Rosskopf	Höjd i skog	4	26,0	Brinkmann et al. 2006
Brudergarten	Höjd i skog	3	15,0	Brinkmann et al. 2006
Hohe Eck	Höjd i skog	1	41,1	Brinkmann et al. 2006
Schillinger Berg	Höjd i skog	2	31,6	Brinkmann et al. 2006
Holzschlägermatte	Höjd i skog	2	13,3	Brinkmann et al. 2006
Plattenhöfe	Betesmark	4	3,9	Brinkmann et al. 2006
Fürstenberg	Betesmark	1	0,0	Brinkmann et al. 2006
Österrike				
Oberdorf	Åker	5	0,0	Traxler et al. 2004
Prellenkirchen	Åker	8	8,8	Traxler et al. 2004
Steinberg	Höjd, åker	9	5,3	Traxler et al. 2004
Schweiz				
Mont Soleil	Höjd, bete	3	13,6	Leuzinger et al. 2008
Feldmos	Höjd, bete	1	0,0	Leuzinger et al. 2008
Tramelan	Höjd, bete	1	0,0	Leuzinger et al. 2008
England				
Coldham 1	Åker	8	1,2	Bioscan 2008
Frankrike				
Bouin	Kust, åker	8	19,0	Dulac 2008

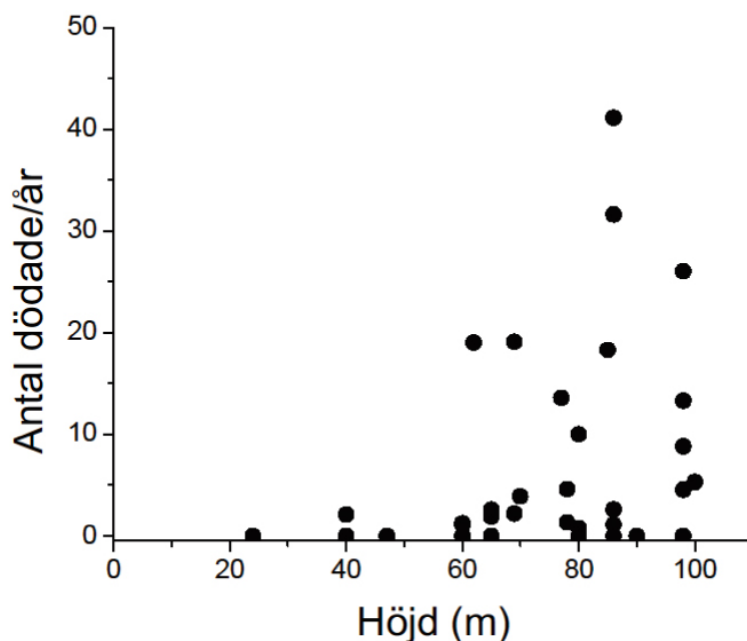
4.2. Olycksfrekvenser vid vindkraftverk i Sverige

Problemet med att fladdermöss dödas vid vindkraftverk har varit känt i Sverige sedan 1999, då flera kadaver hittades under ett verk på Gotland. Men vi har fortfarande inte gjort några undersökningar som visar hur många fladdermöss som omkommer vid svenska vindkraftverk. Däremot har vi en undersökning som kan användas för att få en grov jämförelse med de tyska arbetena vi citerat ovan (Ahlén 2002). Den tyder på att olycksfrekvensen vid svenska vindkraftverk är av samma storleksordning. Ahlén besökte 160 vindkraftverk i Skåne och Blekinge samt på Öland och Gotland och hittade sammanlagt 17 döda fladdermöss (0,11 per verk; varje verk besöktes en gång). Av dessa hittades emellertid 14 vid något av de verk som låg mindre än 500 m från kusten (0,20 per verk), medan endast 3 hittades längre in över land (0,03 per verk).

Från Thüringen i södra Tyskland finns en liknande undersökning. Kusenbach (2004) hittade där 7 döda fladdermöss vid 94 verk, som besöktes en gång vardera, det vill säga 0,06 fladdermöss per verk. I en större studie i

Sachen i östra Tyskland (Seiche 2008) hittades 114 döda fladdermöss under 6987 besök vid 145 verk, det vill säga 0,02 per besök i genomsnitt (varje verk besöktes i det här fallet flera gånger). I Thüringen och Sachsen låg de undersökta vindkraftverken i jordbrukslandskap i mer eller mindre plan terräng långt från kusten. Även om endast få döda fladdermöss har hittats i Sverige hittills, särskilt i inlandet, verkar det som om olycksfrekvensen är ungefär lika hög i södra Sverige som i liknande områden (jordbruksmark) i Tyskland. Ahléns siffror antyder också att den ökar markant (6 gånger) vid kusten jämfört med inlandet.

Mätningar av olycksfrekvenser på kontinenten verkar alltså stämma någorlunda med svenska förhållanden, så att vi, i brist på data från Sverige, kan använda siffror från Tyskland. I öppet jordbrukslandskap är frekvensen vanligen låg och den ligger på ungefär samma nivå i alla länder och regioner i Nordeuropa (Sverige-Tyskland-Österrrike-England). Den ökar dock markant (5-10 gånger) vid kusten (Sverige, Frankrike) eller i distinkta höjdlägen (Tyskland, Schweiz). Det hela kompliceras dock av att det även finns några exempel på att många fladdermöss har dödats vid vindkraftverk som ligger på plan åkermark långt från uppenbara riskområden (Traxler et al. 2004).



Figur 4.1. Antal döda fladdermöss per vindkraftverk och år i relation till tornens höjd. Sambandet som visas i diagrammet beror inte bara på tornhöjden, utan en mindre del beror på att högre verk även har större rotorblad, som sveper över större ytor. Varje punkt representerar en vindkraftspark i Nordeuropa och har justerats för skillnader mellan olika observatörer och observationsförhållanden och kadaver som försvunnit mellan observationerna.

Tyvärr saknas uppgifter på hur stor olycksfrekvensen är vid verk som ligger längs andra tänkbara ledlinjer i landskapet, som exempelvis utmed floder och sjöstränder, vilka ofta utnyttjas av fladdermöss (Limpens & Kapteyn 1991, Furmankiewicz & Kucharska 2009). Det förefaller också högst troligt att fladdermöss flyger längs större vägar, särskilt om vägarna är försedda med belysning (Rydell 1992a, 2005). Om detta innebär att motorvägar utgör riskområden när det gäller vindkraft är inte undersökt. Likaså saknar vi helt kunskap om hur det förhåller sig när det gäller olyckor med fladdermöss vid havsbaserade vindkraftverk (Ahlén et al. 2007).

4.3. Fördelning mellan arter

Olycksfallen vid vindkraftverk slår mycket ojämnt när det gäller olika arter av fladdermöss. Detta har åtminstone till en del att göra med skillnader i arternas normala beteende. Hela 98 % av de fladdermöss som omkommer vid vindkraftverk i Nordeuropa tillhör någon av åtta högriskarter (vår klassning) i släktena *Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Vespertilio* och i viss mån *Eptesicus* (tabell 4.3).

De andra 11 svenska fladdermusarterna står tillsammans för bara 2 % av dödligheten. I den här gruppen ingår alla arter som betraktas som hotade i ett Europeiskt perspektiv eller som är listade i habitatdirektivets Annex II eller IV. Det gäller exempelvis de långörade fladdermössen (*Plecotus* spp.) och *Myotis*-arterna (musöron). Att de här arterna inte förolyckas så ofta, beror åtminstone till viss del på att de sällan vistas där de kommer i kontakt med kraftverkens rotorblad. Men i några fall, exempelvis barbastellen och Bechsteins fladdermus, kan det först och främst bero på att de är sällsynta. Hur de beter sig vid vindkraftverk är inte undersökt, så vitt vi vet.

Observationer med ultraljudsdetektorer ("bat detectors") vid vindkraftverk i Sverige och övriga Europa, har visat att fladdermöss som söker föda (insekter) i luften nära den övre delen av tornen och vid rotorbladen, så gott som alltid tillhör någon av de åtta högriskarterna (Ahlén 2002, Endl et al. 2004, Behr & Helversen 2005, Brinkmann et al. 2006, Ahlén et al. 2007, Behr et al. 2007, Grünwald & Schäfer 2007, Seiche 2008, Collins & Jones 2009, Bach & Bach 2010, Bach & Niermann 2011). De fladdermusarter som oftast omkommer vid vindkraftverk är alltså samma arter som söker föda där.

En karaktärisering av några arter som högriskarter är givetvis en generalisering. Fladdermöss visar en stor variation i sitt beteende och de hittas ibland på oväntade platser. Barbastellen är särskilt svår att karaktärisera och uppträder på lite olika sätt. Den har en säregen vingform med smala vingspetsar och därmed en ganska speciell flygteknik. Men den beter sig emellanåt ungefär som en nordisk fladdermus, och särskilt om höstarna förekommer den i öppna, helt trädlösa landskap. Den jagar ibland insekter vid gatlampor (Zingg 1994). Det är svårt att förutsäga hur barbastellen kommer att bete sig vid vindkraftverk, så vi bör enligt försiktighetsprincipen ha en restriktiv syn vid etablering

av vindkraftverk där arten förekommer regelbundet. Detta bör för övrigt också gälla Bechsteins fladdermus i Skåne, en art om vars beteende vi vet ännu mindre.

Trots att det alltid är någon eller några av högriskarterna som drabbas hårdast av olyckor vid vindkraftverk, så varierar den exakta artsammansättningen geografiskt och i relation till topografi och vegetation. Som exempel kan vi nämna Tyskland. I öppet jordbrukslandskap i låglandet är det nästan alltid samma arter som dödas. I Sachsen och Brandenburg, där öppen jordbruksmark dominerar, drabbas stor fladdermus och trollfladdermus. I det höglänta och skogklädda Schwarzwald är det däremot de mer utpräglade skogsarterna pipistrell och Leislers fladdermus som oftast råkar illa ut. Skillnaden mellan de olika områdena, när det gäller vilka arter som dödas, är tydlig och avspeglar helt enkelt vilka högriskarter som förekommer.

Det finns en utbredd missuppfattning, som är särskilt påtaglig i Amerikansk litteratur, att olyckor vid vindkraftverk endast eller i huvudsak drabbar flyttande arter (Kunz et al. 2007a, Arnett et al. 2008, Cryan 2008, Horn et al. 2008a). Denna uppfattning stämmer inte med vad vi känner till från Europa. Visserligen är den stora fladdermusen och trollfladdermusen typiska långdistansflyttare i Europa (Hutterer et al. 2005), men detta gäller inte pipistrellen, den art som oftast dödas vid vindkraftverk i exempelvis Schwarzwald i Tyskland (Behr & Helversen 2006) och Bouin vid franska Atlantkusten (Dulac 2008). Den här arten anses vara stationär i de aktuella områdena. Det gäller inte heller den nordiska fladdermusen, vilken är den art som oftast dödas vid vindkraftverk i Sverige (Ahlén 2002). Vår slutsats är därför att dödlighet vid vindkraftverk visserligen i stor utsträckning drabbar långflyttande arter, men, eftersom även stationära arter ofta drabbas, sker olyckorna antagligen oberoende av flyttningen som sådan. Vi har presenterat en hypotetisk förklaring till hur detta kan komma sig (Rydell et al. 2010b). Hypotesen redovisas i korthet längre fram i den här rapporten (avsnitt 5.1).

Tabell 4.3. Artfördelning av fladdermöss som hittats döda vid vindkraftverk i Nordeuropa till och med 2009 (Dürr 2009). Endast arter som förekommer i Sverige är med i tabellen. SE = Sverige, D = Tyskland. Asterisker markerar arter som betraktas som hotade på europeiskt plan eller som är listade i EU:s habitatdirektiv Annex II, IV eller V (Temple & Terry 2007).

Art	Latinskt namn	Antal döda vid vindkraftverk			
		SE	D	övriga	Europa totalt
Högriskarter					
Stor fladdermus	<i>Nyctalus noctula</i>	1	374	15	390
Leislers fladdermus	<i>Nyctalus leisleri</i>	0	52	28	80
Trollfladdermus	<i>Pipistrellus nathusii</i>	5	284	57	346
Pipistrell	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1	230	139	370
Dvärgfladdermus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	1	21	14	36
Gråskimlig fladdermus	<i>Vespertilio murinus</i>	1	44	2	47
Nordisk fladdermus	<i>Eptesicus nilssonii</i>	8	2	0	10
Sydfladdermus	<i>Eptesicus serotinus</i>	0	25	15	40

Art	Latinskt namn	Antal döda vid vindkraftverk			
		SE	D	övriga	Europa totalt
Övriga					
Nymffladdermus	<i>Myotis alcathoe</i>	0	0	0	0
Större musöra	<i>Myotis myotis*</i>	0	2	1	3
Dammfladdermus	<i>Myotis dasycneme*</i>	0	1	0	1
Vattenfladdermus	<i>Myotis daubentonii</i>	0	3	2	5
Brandts fladdermus	<i>Myotis brandtii</i>	0	1	0	1
Mustaschfladdermus	<i>Myotis mystacinus</i>	0	2	0	2
Fransfladdermus	<i>Myotis nattereri</i>	0	0	0	0
Bechsteins fladdermus	<i>Myotis bechsteini*</i>	0	0	1	1
Grå långörad fladdermus	<i>Plecotus austriacus</i>	0	6	1	7
Långörad fladdermus	<i>Plecotus auritus</i>	0	3	0	3
Barbastell	<i>Barbastella barbastellus*</i>	0	0	1	1
Obestämda		0	41	131	172
Totalt		17	1091	407	1505

Högriskarterna (*Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Vespertilio* och i viss mån *Eptesicus*) är mer eller mindre anpassade för jakt i fria luften eller åtminstone flera meter från träd och andra hinder. De flyger vanligen relativt rakt och snabbt, vilket underlättas av att vingarna är mer eller mindre långa och smala (Norberg 1990). De använder sonarsystem (SONAR = SOund NAvigation and Ranging) som passar ihop med flygsättet och som bygger på kraftiga pulser med smal bandbredd. Sådana smalbandspulser har lång räckvidd (flera meter) och är ägnade att upptäcka de amplitud- och frekvensvariationer som kännetecknar ekon från fladdrande insektsvingar i fria luften (Waters et al. 1995). Den här typen av pulser fungerar dåligt eller inte alls i närheten av föremål som ger ovidkommande ekon, så kallat ”klotter”, och kan därför inte användas i närheten av marken eller vid vegetationen. De andra arterna använder istället sonarsystem som mest bygger på bredbandspulser. Sådana pulser är inte så känsliga för klotter, vilket gör att de kan användas nära marken, tätt över vattenytter eller bland vegetationen (Jones & Rydell 2003). Arter som använder sig av bredbandspulser har även generellt sett kortare och bredare vingar, vilket gör att de kan flyga långsammare och manövrera bättre i begränsade utrymmen (Norberg 1990). Å andra sidan är de dåligt utrustade för att hitta föda och undvika rovdjur i fria luften och de undviker vanligen öppna platser (Baagøe 1987). Vi har i det här avsnittet hela tiden använt exempel från Nordeuropa, men situationen är strängt taget likadan i Nordamerika, trots att slakten och arter inte är desamma.

Sammanfattningsvis vågar vi påstå att vi har ganska god kunskap om vilka arter som drabbas respektive inte drabbas av olyckor vid vindkraftverk. Vi anser också att vi förstår ganska väl varför arterna omkommer i så olika utsträckning. Denna kunskap är viktig när det gäller att bedöma effekter och eventuell påverkan på fladdermöss i samband med etablering av vindkraftverk.

4.4. Fördelning mellan kön och åldersklasser

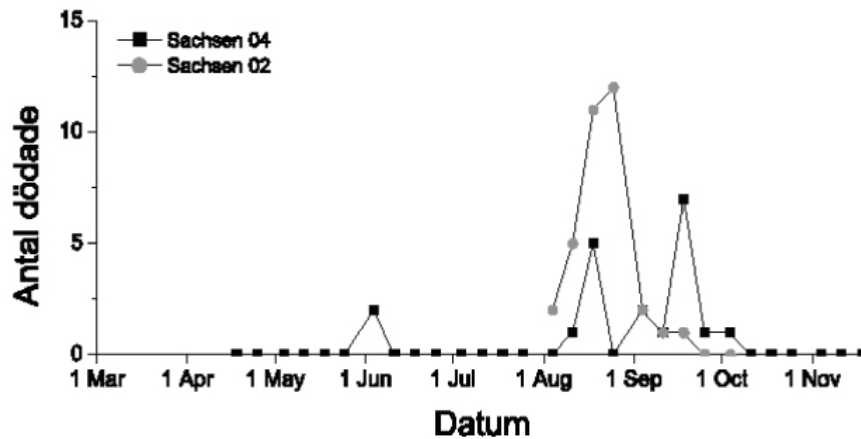
Vi har bara funnit fyra europeiska undersökningar där man lyckats bestämma kön och ålder på de fladdermöss som hittats döda vid vindkraftverk. De är alla gjorda i Tyskland, nämligen två i Sachsen (Endl et al. 2004, Seiche 2008) och två i Schwarzwald (Behr & Helversen 2006, Brinkmann et al. 2006). Våra data är således mycket begränsade, och tyder inte på att olycksfrekvensen varierar beroende på kön eller ålder. Detta skiljer sig från vad som verkar vara fallet vid vindkraftsparker i Nordamerika, där vuxna hanar dödas oftare än honor och unga individer, oavsett vilket område och vilken art man undersöker (Arnett et al. 2008). Vi kan inte förklara denna skillnad på annat sätt än att vi antagligen har för litet underlag av data från Europa, för att jämförelsen skall bli meningsfull.

4.5. Fördelning över året

Att samla in döda fladdermöss vid en vindkraftspark med korta intervall och över en hel säsong eller mer är mycket arbetskrävande. I de flesta fall har man därför nöjt sig med att söka under sensommaren och hösten, den period då det har visat sig att de allra flesta dödsfallen (90 %) vid vindkraftverk sker. Vi har sammanställt resultaten från två tyska undersökningar (Trapp et al. 2002, Endl et al. 2004) och en fransk (Dulac 2008). Dessa är bland de få i Europa där man regelbundet undersökt samma vindkraftspark över en längre tid och samtidigt har hittat tillräckligt många döda fladdermöss för att kunna ge en statistiskt meningsfull bild av hur olycksfrekvensen varierar. Den franska undersökningen har pågått kontinuerligt över fyra säsonger (och den pågår fortfarande), så med hjälp av denna kan vi också få en bild av hur det varierar från år till år.

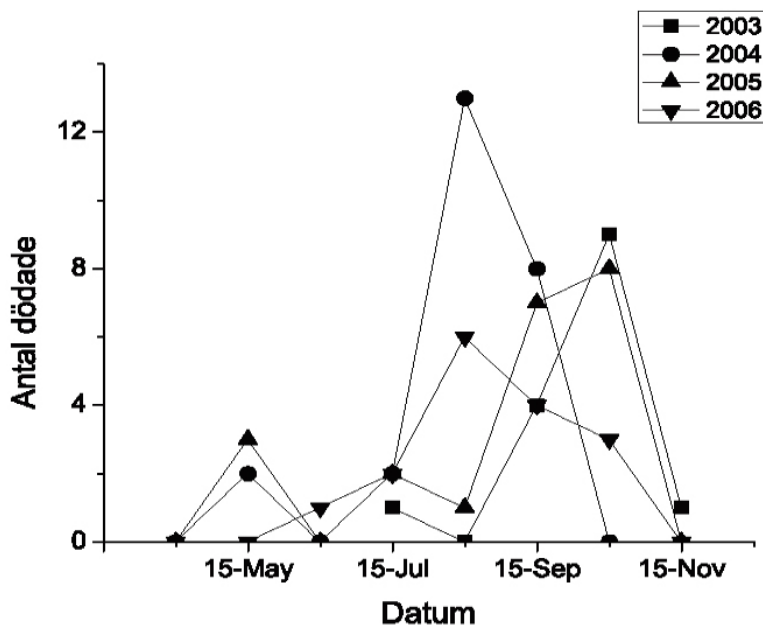
Figur 4.2 visar data från flera vindkraftsparker i Sachsen i östra Tyskland insamlade 2002 och 2004. En mindre (10 %) topp i olycksfrekvensen observerades i början av juni, en mycket större sådan (90 %) i augusti och september, men inga olyckor alls observerades däremellan. Båda åren förekom en kraftigt ökad olycksfrekvens under sensommaren i det här området. I båda fallen drabbade den huvudsakligen de långflyttande arterna stor fladdermus och trollfladdermus.

Vindkraftsparken i Bouin på franska Atlantkusten, som har följts kontinuerligt sedan 2003 (Dulac 2008), visar samma mönster som de tyska lokalerna. En mindre (8 %) topp i olycksfrekvensen förekommer under våren och en betydligt större (92 %) under sensommaren och hösten (figur 4.3). På den här platsen dödas huvudsakligen pipistrell, en art som anses vara stationär i området, samt trollfladdermus och stor fladdermus, vilka passerar under flyttning. Intressant nog visar figur 4.3 att en topp i olycksfrekvensen alltid förekommer under sensommar och höst, men också att den exakta tiden när detta inträffar varierar med flera veckor från år till år.



Figur 4.2. Säsongsmissig variation i antal döda fladdermöss vid vindkraftverk i 9 vindkraftsparker i östra Tyskland (Sachsen) under två säsonger (Trapp et al. 2002, Endl et al. 2004).

Det finns flera Nordamerikanska undersökningar som visar på samma sak, nämligen att större delen av olycksfallen (i genomsnitt 90 %) sker någon gång under sensommaren och hösten, från mitten av juli till mitten av oktober. Ibland märks även en mindre ökning under våren och försommaren. Däremot är olyckorna nästan alltid mycket få under yngelkolonitiden på högsommaren (Howe et al. 2002, Young et al. 2003, Erickson et al. 2003a, 2003b, Brown & Hamilton 2004, 2006a,b, Johnson et al. 2004, Kerns & Kerlinger 2004, Kerlinger et al. 2006, Jain et al. 2007, 2009, Arnett et al. 2009a).



Figur 4.3. Säsongsmissig variation i antal döda fladdermöss vid vindkraftsparken Bouin vid franska Atlantkusten under fyra säsonger (Dulac 2008).

4.6. Fladdermössens beteende vid vindkraftverk

Att observera fladdermöss och insekter över långa avstånd (>100 m) i dåligt ljus är inte helt enkelt. I några undersökningar har man ändå lyckats få en inblick i vad fladdermöss sysslar med när de besöker vindkraftverk. Man har använt sig av ultraljudsdetektorer, strålkastare, värmekameror eller kombinationer av dessa instrument (Ahlén 2002, Ahlén et al. 2007, 2009, Endl et al. 2004, Traxler et al. 2004, Behr & Helversen 2005, Brinkmann et al. 2006, Behr et al. 2007, Grünwald & Schäfer 2007, Horn et al. 2008a). Bach & Bach (2010) och Bach & Niermann (2011) använde sig av automatisk registrering av ultraljud och inspelning av fladdermöss på 30 meters höjd i kraftverkens torn. Trots den nya tekniken har vägen till förståelse av vad som egentligen händer vid vindkraftverk om natten varit ett famlande i mörker (bokstavligen). Många hypoteser och gissningar har föreslagits (Cryan & Barclay 2009). Vi redovisar några hypoteser lite längre fram i den här rapporten (avsnitt 5.1 och 5.2). Vi hänvisar också till en av våra publicerade artiklar (Rydell et al. 2010b).

Undersökningarna som citeras ovan visar ändå tillsammans ganska tydligt att vissa arter söker sig till vindkraftverk för att äta av de insekter som samlas kring tornet och rotorbladen. Fladdermössen flyger ibland tätt intill rotorbladen och gör tvära kast och snabba dykningar, ett beteende man normalt associerar med insektsfångst, och de verkar ofta sugas in i virvlarna som bildas bakom rotorbladen. Man har också beskrivit hur sonarpulserna varierar så som de normalt gör vid attackerar mot byten (med så kallade ”feeding-buzz”, där pulserna och intervallerna är så korta att hela sekvensen låter som ett surr; ca 200 pulser/s). Brinkmann et al. (2006) och Horn et al. (2008a) har beskrivit respektive filmat hur fladdermöss ibland ”undersöker” maskinhuset eller tornet, ett beteende som dock snarare antyder att de plockar stillasittande insekter från ytan, s.k. ”gleaning” (Ahlén et al. 2007). Att stora mängder insekter ansamlas vid vindkraftverk är ett välkänt fenomen sedan länge, eftersom fastkletade insekter på rotorbladen ökar bullret från verket och samtidigt minskar energiproduktionen (Corten & Veldkamp 2001).

Ahlén (2002) noterade att fladdermössens beteende är likadant oavsett om kraftverket är igång eller står stilla. Detta innebär att det inte kan vara kraftfält, värme eller ultraljud, som bildas i turbinerna, och inte heller rörelsen i sig (vilken ger upphov till Doppler-effekter; Long et al. 2009, 2010b), som lockar fladdermössen till vindkraftverken, vilket annars har föreslagits (Kunz et al. 2007a). Man har också visat att det röda eller det vita flygvarningsljuset på toppen av maskinhuset inte attraherar fladdermöss (Horn et al. 2008a). Återgivna inspelningar av de ljud som alstras av vindkraftverk har inte heller någon effekt (Ahlén 2003). Ahlén (2003) och Ahlén et al. (2007, 2009) noterade också att fladdermöss (stor fladdermus och dvärgfladdermus) visar precis samma beteende när de jagar insekter vid vindkraftverk till havs som vid vindkraftverk på land. Observationer gjordes vid två vindkraftsparker i Östersjön upp till 10 km från kusten där ansamlingar av insekter syntes runt kraftverkens torn. Det rörde sig om insekter på drift eller under flyttning över

Östersjön. Några observationer visar också att fladdermöss ibland stannar kvar ute till havs när de har ätit färdigt. De hittar krypin i vindkraftverkens maskinhus, där de vilar till nästa kväll (Ahlén et al. 2007).

4.7. Vädrets inverkan

Fladdermöss omkommer vid vindkraftverk som vi noterat huvudsakligen i augusti och september. Men även inom den här perioden varierar antalet olyckor kraftigt från dag till dag och visar klara samband med skiftningar i vädret. Fladdermöss jagar endast vid vindkraftverk i svag vind (Behr & Helversen 2005, Brinkmann et al. 2006, Ahlén et al. 2007, Grünwald & Schäfer 2007, Bach & Bach 2010, Bach & Niermann 2011). Det är även då som dödsfallen inträffar (Traxler et al. 2004, Behr & Helversen 2005, Seiche 2008). Högst aktivitet och flest olyckor inträffar när det blåser mindre än 4 m/s (vindstyrkan mäts vanligen i navhöjd). Aktiviteten avtar sedan någonstans i intervallet 4-8 m/s. I stort sett inga fladdermöss jagar vid vindkraftverk när det blåser mer än 8 m/s. Det finns dock en hel del variation mellan olika platser och olika arter. Den stora fladdermusen är exempelvis mer tolerant mot vind än de mindre arterna. Den både jagar vid vindkraftverk och omkommer där vid i genomsnitt högre vindstyrkor än exempelvis de små *Pipistrellus*-arterna (Seiche 2008).

En undersökning från östra USA är särskilt belysande. Kerns et al. (2005) räknade döda fladdermöss dagligen vid två vindkraftsparker som låg ganska långt från varandra (Mountaineer Wind Farm i West Virginia och Meyersdale Wind Farm i Pennsylvania) i augusti och september 2004 och 2005 (diagram i Arnett et al. 2008). De fann dels att antalet döda fladdermöss varierade kraftigt från dag till dag, men också att det samvarierade på de båda lokalerna. Särskilt hög (eller låg) dödlighet inträffade alltid samma natt. De fann också att det inte fanns några samband mellan de båda åren. De här observationerna visar tveklöst att olycksfrekvensen och därför antagligen även fladdermössens aktivitet vid kraftverkan huvudsakligen beror på vädret, inte på lokala förhållanden. Kerns et al. (2005) fann att olycksfrekvensen var negativt korrelerad med regn och kraftig vind. Den hängde ändå ihop med sådant väder (kallfronter), på så vis att den inträffade under några dagar efteråt, då det vanligen rådde högtryck, låg luftfuktighet och svaga nordliga vindar. Det fanns även ett svagt positivt samband mellan olycksfrekvens och rådande lufttemperatur.

Samma sak har beskrivits från Europa, men undersökningarna är inte genomförda med samma precision som arbetet som gjordes av Kearns et al. (2005). Toppar i olycksfallen sker samtidigt på flera platser, men varierar kraftigt från dag till dag och mellan år på en och samma plats (Trapp et al. 2002, Endl et al. 2004, Brinkmann et al. 2006).

4.8. Dödsorsaker

I motsats till fåglar krockar fladdermöss ytterst sällan med fasta föremål som skyskrapor, fyrrar och radiomaster (Gelder 1956, Crawford & Baker 1981). Den förhöjda dödligheten av fladdermöss vid vindkraftverk har en helt annan förklaring. Den är intimt förknippad med rotorbladens rörelse i kombination med att fladdermöss har kort framförhållning när de jagar. Detta beror i sin tur på att ultraljud, vilket fladdermössen använder för att upptäcka och lokalisera byten och hinder i luften, har kort räckvidd, i praktiken en eller ett par meter beroende på art (Jones & Rydell 2003). En fladdermus har knappast någon möjlighet att i tid upptäcka och undvika ett rotorblad som närmar sig. De kommer därför inte heller att kunna ”lära” sig undvika dem eller ”anpassa sig” till faran.

Seiche (2008) lät undersöka 76 individer av olika arter som hittats under vindkraftverk i Tyskland. Tre av dessa hittades levande med brutna vingar men dog senare. De vanligaste skadorna bestod av frakturer och inre blödningar i huvudet (11), vingbrott (32), yttre skador på kroppen (18) och inre blödningar i kroppen (27). Sju individer visade inga synliga skador. Behr & Helversen (2006) och Brinkmann et al. (2006) undersökte 40 individer av dvärgfladdermus och Leislers fladdermus från vindkraftverk i Schwarzwald i Sydtykland. Resultatet var i stort sett detsamma, men några till synes oskadade individer visade sig ha inre blödningar särskilt på lungorna, vilka kan ha uppstått genom snabba tryckförändringar. Det senare antydde att fladdermöss kan dödas antingen i kollision med rotorbladen eller av tryckfallet bakom dem. Alla individer var i god kondition och hade mat i magen när de dog, vilket stöder det vi sagt tidigare, nämligen att fladdermössen omkommer när de jagar insekter.

En liknande undersökning har gjorts i Kanada, där Baerwald et al. (2008) undersökte 188 fladdermöss av två arter (hoary bat *Lasiurus cinereus* och silver-haired bat *Lasionycteris noctivagans*) som dödats vid vindkraftverk kvällen innan. Ungefär hälften av dessa kan ha dött genom kollision med rotorbladen, men samtliga individer hade fatala lungskador som antyder att de också hade utsatts för kraftiga tryckförändringar.

4.9. Andra tänkbara effekter

Vindkraftverk kan naturligtvis också ha andra mer subtila effekter på fladdermöss än att döda dem när de kommer för att äta. Kvalitén på jaktmiljön kan exempelvis ändras åt endera hållet genom att man bygger väg, dränerar marken, avverkar träd eller river byggnader i samband med att vindkraftverk byggs. På sikt kan fladdermöss antingen lämna området eller attraheras av de nya förhållandena. Reproduktionsframgången eller överlevnaden kan också påverkas för dem som stannar kvar i området. Sådana här indirekta effekter blir givetvis mer påtagliga när det handlar om stora vindkraftsparker. De flesta nya vindkraftsparker i Sverige kommer emellertid med all säkerhet att etableras

i skogsområden där storskaligt skogsbruk sker, varför nya ingrepp längs tillfartsvägar och runt kraftverken oftast bara kommer att utgöra en begränsad påverkan i jämförelse med skogsbruket. Man kan ändå peka på risken att nya tillfartsvägar kan komma att leda fladdermöss till kraftverken, i varje fall om vägarna byggs så att det uppstår nya ledlinjer genom skogen. Barbastellen och några andra arter följer nämligen ofta sådana skogsvägar när de flyger mellan boplatsen och de olika jaktreviren.

Vid anläggandet av större vindkraftsparker kanske vägar för anläggning och service behöver förses med belysning. Mindre parker eller enstaka verk sköts numera från minibussar med personal under dagtid, så belysning utöver enstaka lampor behövs knappast. Belysning är annars en känslig punkt när det gäller skydd av fladdermöss. Ljus, åtminstone sådant som innehåller en UV-komponent (lampor av typ kvicksilver eller högtrycksnatrium), attraherar nämligen insekter och därmed även vissa invasionsbenägna och talrika fladdermusarter, i första hand nordisk fladdermus och dvärgfladdermus (Rydell 1992a, 2005). På sikt kanske även sydfladdermusen kommer att ingå i den här gruppen, i varje fall om den blir vanligare (Baagøe 1986). De här arterna attraherar snabbt artfränder till platser där det finns föda, eftersom deras sonarpulser hörs av andra fladdermöss på långt håll (Barclay 1982). Många individer kan sedan tillsammans effektivt tränga undan andra arter, som kanske är ovanligare och mindre konkurrenskraftiga (Haffner & Stutz 1985, Arlettaz et al. 2000).

För att kunna bedöma betydelsen av sådana effekter måste man skaffa en god kunskap om fladdermusfaunan i det aktuella området (artsammansättning, individantal, könsfördelning, reproduktionsframgång etc.), tillgången på föda (insekter), boplatser och annat både före och efter kraftverksutbyggnaden. Att ta fram sådana uppgifter är mycket arbetskrävande, särskilt eftersom undersökningen antagligen måste upprepas under några år. Fladdermöss är långlivade djur med långsam fortplantningstakt (Barclay & Harder 2003), så det kan dröja länge innan effekter av förändrad tillgång på föda eller boplatser börjar märkas i populationsstatistiken. Dödlighet och reproduktionsframgång hos fladdermöss är dessutom kraftigt beroende av vädret och varierar därför naturligt från år till år. Det kommer alltid att vara svårt att avgöra om de observerade effekterna beror på vindkraftverken, på vädret eller på någonting annat. I vilket fall som helst måste resultaten kunna jämföras på ett statistiskt hållbart och biologiskt meningsfullt sätt. Annars är det inte mödan värt att samla in dem.

Det finns inga undersökningar där man genomfört detta i sin helhet, men det finns åtminstone en rapport där man har jämfört fladdermusförekomst (aktivitet mätt med ultraljudsdetektor) före och efter utbyggnaden av en vindkraftspark (Bach & Bach 2010). I det här fallet fann man att fladdermusaktiviteten var något högre innan utbyggnaden än efteråt. Minskningen var särskilt tydlig för en av de observerade arterna (sydfladdermus). Men man hade knappast någon möjlighet att koppla de observerade effekterna till själva utbyggnaden. Att de jagande fladdermössen blev färre kan lika gärna ha varit resultat av att en fladdermuskoloni flyttat längre bort från den aktuella platsen

av någon annan anledning. Vi anser att det här problemet är generellt, och att det därför inte är särskilt meningsfullt att jämföra effekter som inte med säkerhet kan härledas till kraftverken. I det här arbetet har vi därför i stort sett lämnat sådana effekter därhän och istället koncentrerat oss på situationer där fladdermöss omkommer. Antal döda fladdermöss är lätt mätbart och sådana data lämpar sig väl för jämförelser i tid och rum liksom för testning av hypoteser.

I andra handledningar som behandlar hur man bör hantera fladdermus-ärenden i samband med vindkraftetableringar har man gett uttryck för en annan uppfattning. Man menar snarare att man bör ägna även de indirekta effekterna en hel del uppmärksamhet. Detta gäller både sammanställningar gjorda i USA (Kunz et al. 2007b) och Europa (Rodrigues et al. 2008). Vi delar inte denna uppfattning. Vi anser att det finns en risk att ett inkluderande av alltför många olika typer av ”effekter” leder till ökad osäkerhet om vad som är viktigt. Vi anser att rekommendationerna i exempelvis Kunz et al. (2007b) och Rodrigues et al. (2008) är för komplicerade och arbetskrävande i förhållande till resultatens användbarhet.

5. Ekologiska samband

5.1. Varför fladdermöss attraheras till vindkraftverk – en hypotetisk förklaring

Det är under sensommarkvällar med svaga nordliga vindar och högtryck, som miljoner fjärilar och andra insekter, exempelvis gammaflyn *Autographa gamma* (Chapman et al. 2008), andra nattfjärilar (Westbrook 2008) och småfåglar (Alerstam 1990) börjar sträcka söderut från Nordeuropa. Sådant väder brukar följa efter passerande kallfronter. Sträcket försiggår i svaga, stabila vindskikt som bildas på natten inom det atmosfäriska gränsskiktet på 100-1200 m höjd (Taylor 1974, Reynolds et al. 2008, Wood et al. 2010).

Från södra USA känner man väl till att den mexikanska frivansfladdermusen *Tadarida brasiliensis* till viss del lever av flyttande fjärilar, som fångas på hög höjd under vissa tider på året (McCracken et al. 2008). Det verkar rätt troligt att detta är ett mer allmänt och storskaligt fenomen och att fladdermöss även i andra delar av världen utnyttjar den enorma resurs som utgörs av atmosfärens insekter. En titt i litteraturen visar exempelvis att under två somrars radiospårning av stor fladdermus i Tyskland observerade Kronwitter (1988) att fladdermössen konsekvent ändrade jaktbeteende under augusti och september, samtidigt som spillningen som ansamlades vid boplatsen tydligt ändrade färg och struktur. Fladdermössen övergav under den här perioden sina normala jaktområden vid lövskogar och över sjöar och längs upplysta vägar. De jagade istället på hög höjd, minst 250-500 m över marken. Kronwitter (1988) presenterade en hypotes som möjligen kan förklara detta beteende, nämligen att ”the explanation ... may be found in the migration of various insects which occurs sometimes at high altitudes”. För svenskt vidkommande har man med värmekamera observerat stor fladdermus jaga insekter över Falsterbonäset i Skåne på hög höjd (upp till 1200 m) i augusti (Ahlén et al. 2007, 2009; tekniken beskriven i Zehnder et al. 2001). Bestämningen av fladdermössen kunde göras genom att det gick att känna igen artens flyghastighet och jaktteknik. Man har även upptäckt att den stora fladdermusens nära släkting *Nyctalus lasiopterus* i Sydeuropa regelbundet kompletterar insektsdieten med nattsträckande småfåglar, som den fångar och äter på hög höjd (Ibáñez et al. 2001, Popa-Lisseanu et al. 2007).

Kronwitters (1988) hypotes har inte tagits på något större allvar hittills. Vi vet inte särskilt mycket om fladdermössens jakt på hög höjd. Sådant kräver specialinsatser med dyrbara verktyg som exempelvis vertikalsökande radar och värmekamera. Höghöjdsjakten sammanfaller emellertid, som vi har sett, i både tid (augusti-september) och rum (100-1200 m höjd) med fåglars (Alerstam 1990) och vissa fjärlars (Taylor 1974) sydsträck. Den sammanfaller även med fladdermössens aktivitet vid vindkraftverk och den olycksrisk som de utsätts för i samband med detta. Moderna vindkraftverk har vuxit sig så höga att tornen och rotorbladen når den nedre delen av det atmosfäriska

gränsskiktet (>100 m), och därmed kan kraftverken misstänkas komma i kontakt med insekters flyttningsrörelser. Som vi sett, ökar olycksfrekvensen för fladdermöss kraftigt när vindkraftverken blir högre och högre (Barclay et al. 2007), vilket ju stöder denna tanke. ”Moln” av insekter har observerats runt vindkraftverk i samband med att man studerat fladdermöss som jagar där (Ahlén 2002, Horn et al. 2008a). Detta antyder ju att insekter lockas till (eller stannar till vid) vindkraftverk under vissa förhållanden. Eftersom samma sak sker runt vindkraftverk långt ute till havs som på land, måste sådana ansamlingar åtminstone till viss del bestå av flyttande eller drivande insekter (Ahlén et al. 2007, 2009).

Det verkar således möjligt att det är insekters storskaliga rörelser i luft- rummet nattetid som är den direkta orsaken till att vissa fladdermöss jagar på mer eller mindre hög höjd under sensommaren. Därmed verkar det också möjligt att insekternas storskaliga rörelser i atmosfären indirekt bidrar till att fladdermöss omkommer vid vindkraftverk (Rydell et al. 2010b). Vi måste dock komma ihåg att de här idéerna inte är några sanningar, utan tvärtom utgör en spekulativ och i stort sett otestad hypotes, som dock finner stöd i Ahléns (2002), Kronwitters (1988) och några andra personers observationer.

5.2. Några andra hypoteser

Det har föreslagits åtskilliga anledningar till att fladdermöss ibland omkommer vid vindkraftverk. Hypoteserna som har publicerats har sammanfattats flera gånger (Kunz et al. 2007a, Arnett et al. 2008, Cryan & Barclay 2009). Några av dem har vi redan diskuterat i den här rapporten, och vi har gått igenom dem i mer detalj i en annan artikel (Rydell et al. 2010b). Här skall vi bara sammanfatta de viktigaste hypoteserna och vilka tankar och observationer som ligger bakom dessa.

Nordamerikanska forskare såg tidigt att olyckorna vid vindkraftverk huvudsakligen drabbar ett fåtal långflyttande arter och dessutom sammanfaller tidsmässigt med flyttningen söderut. Man utgick därför ifrån att olyckorna på något sätt hänger ihop med flyttningen. Det har bland annat spekulerats i att fladdermöss stänger av sitt sonarsystem under flygning i fria luften ovanför trädtopparna, kanske för att spara energi, och därför inte upptäcker vindkraftverken i tillräckligt god tid (Kunz et al. 2007a). Den här hypotesen anses ha stöd i att de vindkraftverk som dödar mest fladdermöss i Nordamerika ligger längs Appalacherna och Klippiga bergen. Man förutsätter att bergskedjorna används som ledlinjer under flyttningen. Man har även spekulerat i att rader av vindkraftverk i sig används som ledlinjer, vilka fladdermössen använder för navigering (Cryan & Brown 2007).

Hypotesen har diskuterats flitigt, men den är inte särskilt väl genomtänkt. För det första vet vi att fladdermöss använder synen snarare än sonarsystemet för att upptäcka hinder över längre avstånd (mer än några få meter; Eklöf 2003). Ett vindkraftverk upptäcks därför antagligen på samma avstånd oavsett om sonarsystemet är på eller av. För det andra finns observationer av flyttande

fladdermöss till havs, som antyder att de konsekvent använder sitt sonarsystem, även under flyttning där inga hinder förekommer (Ahlén et al. 2009). För det tredje visar observationer från Europa att olyckor är ungefär lika vanliga i bergsområden som löper i öst-västlig riktning och som inte används som ledlinjer av flyttande fladdermöss (Behr & Helversen 2006, Brinkmann, et al. 2006). För det fjärde är det på vissa platser i Europa huvudsakligen icke-flyttande arter som dödas. Detta gäller exempelvis pipistrellen i de sydtyska bergen (Behr & Helversen 2006, Brinkmann, et al. 2006) och den nordiska fladdermusen i Sverige (Ahlén 2002). Trots att olyckorna vid vindkraftverk verkar sammanfalla med flyttningen både i tid och rum, verkar det alltså inte finnas något direkt samband mellan de två företeelserna (Rydell et al. 2010b).

I Nordamerika noterade man också att olyckor vid vindkraftverk huvudsakligen drabbar arter som normalt bor i träd, medan arter som bor i byggnader klarar sig betydligt bättre (Kunz et al. 2007a, Cryan 2008). En hypotes går därför ut på att fladdermössen av misstag flyger in i vindkraftverk i samband med att de söker efter tillfälliga viloplatser i höga träd under flyttningen. Man antar då att de antingen har problem att skilja träd från vindkraftverk (!), eller att de föredrar de senare möjligen eftersom de är högre (Kunz et al. 2007a). Denna idé anses ha stöd i några observationer av fladdermöss som till synes ”undersöker” kraftverkens maskinhus på nära håll (Horn et al. 2008a). Ahlén et al. (2009), som gjort liknande observationer här i Sverige, menar dock att fladdermössen helt enkelt fångar insekter som sitter på maskinhuset eller tornet, ett beteende som är vanligt i andra sammanhang. Viloplatshypotesen motsägs också av andra observationer från Europa, där de flyttande arterna inte är lika bundna till träd som de är i Nordamerika. Den gråskimliga fladdermusen är exempelvis en av våra flyttande arter, vilken ganska ofta omkommer i vindkraftverk (Dürr 2009). Den bor praktiskt taget aldrig i träd, utan i byggnader eller klippskrevor (Baagøe 2001).

Cryan (2008) föreslog en variant på viloplatshypotesen, nämligen att höga träd eller vindkraftverk försvaras av hanar under parningssäsongen, vilken åtminstone till viss del sammanfaller med flyttningen under sensommaren. Parningsstationer i träd förekommer förvisso hos en del arter, bland annat den stora fladdermusen (Sluiter & Heerdt 1966) och dvärgfladdermusen (Lundberg & Gerell 1986) i Europa. Problemet är dock att parningsstationer i träd inte verkar förekomma hos de amerikanska *Lasiurus*-arterna, vilka är de arter som oftast dödas vid vindkraftverk i Nordamerika. De här arterna verkar istället sköta parningen i flykten på tornseglarmanér (Barbour & Davis 1967). Vi har inte funnit några observationer som ger stöd för hypotesen att vindkraftverk används som parningsstationer, även om detta i princip inte verkar omöjligt (Rydell et al. 2010b).

En bidragande orsak till att insekter och fladdermöss under lugna sensommarnätter ibland ansamlas ovanför trädtopphöjd eller en bit upp längs slutningar kan vara att dimma då tenderar att bildas, med start vid marken och i lägre partier. Fjärilarnas sexuella kommunikation, som oftast sker med luftburna feromoner, fungerar inte särskilt bra i lugnt väder och dimma.

Fladdermössens sonarsystem fungerar inte heller i dimma, eftersom energin i ultraljudet absorberas av vattendropparna så att en dimbank blir till en akustisk ”svart vägg” (Pye 1971). Både insekter och fladdermöss har alltså anledning att förflytta sig uppåt, allt eftersom temperaturen sjunker under natten och dimma bildas. Dimhypotesen kan emellertid inte ensam förklara varför insekter och fladdermöss söker sig till vindkraftverk. Dimma förekommer ju ibland även i juni och juli, en period då fladdermöss nästan aldrig dödas vid vindkraftverk.

6. Vindkraftens effekter i perspektiv

6.1. Jämförelse med trafikdöd

Hur stor är dödligheten av fladdermöss vid vindkraftverk i förhållande till den som orsakas av andra mänskliga faktorer exempelvis biltrafiken? Det finns några färskare undersökningar från Polen och Tjeckien som vi kan använda för att åtminstone belysa frågeställningen. Om de är representativa, vilket kanske är tveksamt, antyder de här undersökningarna att biltrafiken dödar mycket fler fladdermöss än vindkraftverken.

Längs den hårt trafikerade motorvägen Warszawa-Bialystok i Polen dödas i genomsnitt 1,5 fladdermöss (0,3-6,8) årligen per kilometer (Lesinski 2007). Olycksfrekvensen är emellertid lokalt mycket högre. Längs en kilometerlång sträcka i utkanten av Warszawa, där motorvägen löper nära en parnings- och övervintringsplats för fransfladdermus, dödas i genomsnitt 26 individer årligen. På den här lokalen tvingas fladdermössen regelbundet korsas motorvägen för att nå boplatser (Lesinski 2008). Längs en 8 km lång sträcka av motorvägen Brno-Wien i södra Tjeckien var trafikdöden ännu högre än i Warszawa. Där omkom i genomsnitt 15 fladdermöss per km och år (Gaisler et al. 2009). Olycksfrekvensen var återigen högst längs sträckor där vägen delade vattendrag, skogsbyn eller andra ledlinjer i landskapet och där fladdermöss således regelbundet korsade vägen.

Precis som är fallet vid vindkraftverk visar trafikolyckor med fladdermöss en markant ökning under augusti och september, men förklaringen till säsongsmässigheten är en annan än vid vindkraftverk. I trafiken är det huvudsakligen unga och oerfarna individer, som kanske just lärt sig flyga, som förolyckas, inte de vuxna reproducerande individerna. Trafiken dödar visserligen de olika arterna rakt över, men de som är mest utsatta vid vindkraftverk, verkar vara de som klarar sig bäst i trafiken, antagligen eftersom de normalt flyger relativt högt. Istället är det de lågtflygande arterna, exempelvis långörad fladdermus, vattenfladdermus och fransfladdermus som oftast kolliderar med bilar och andra fordon (Kiefer et al. 1995, Haensel & Rackow 1996).

De citerade undersökningarna är grova. Man har exempelvis bara sökt efter kadaver på själva vägbanan, refugen och vägrenen och möjligen i vegetationen närmast vägen. Man har säkerligen missat en del kadaver som landat längre bort från vägen. Vidare har tiden mellan kontrollerna varit upp till en vecka, vilket egentligen är alldeles för länge. Många kadaver har därför med all säkerhet ätits upp eller flyttats från vägbanan innan de kontrollerats. Siffrorna som finns att citera över hur många fladdermöss som omkommer i trafiken är därför antagligen en grov underskattning av det verkliga antalet (Slater 2002). Vi har inte hittat några siffror på hur många fladdermöss som dödas av andra fordon som exempelvis tåg och flygplan, men vi kan räkna med att sådana olyckor förekommer (Aas & Kooij 2007).

Information från två hårt trafikerade motorvägsavsnitt i Europa antyder alltså att en kilometer av dessa vägsnitt dödar fladdermöss i en omfattning som kan jämföras med ett vindkraftverk som placerats i ett område med hög risk för fladdermuskollisioner. Vid vindkraftverk som placeras där riskerna är lägre blir olyckorna antagligen betydligt färre. Det bör betonas att informationen som vi använt i den här jämförelsen är begränsad till två studier gjorda i närheten av två stora städer. Det finns egentligen inget som säger att de aktuella vägsnitten är representativa för större områden och i synnerhet inte för de jämförelsevis glest trafikerade motorvägarna i Sverige. Vi känner inte till några undersökningar över hur många fladdermöss som trafikdödas vårt land. Vindkraftverk och motorvägar är inte heller helt jämförbara, eftersom olyckorna slår olika med avseende på arter och åldersklasser.

7. Vindkraftens effekt på populationsnivå

7.1. En enkel populationsekologisk modell

En viktig del av vårt uppdrag är att försöka bedöma om nuvarande eller framtida vindkraftverk påverkar eller kommer att påverka fladdermöss i Sverige i sådan omfattning att det har betydelse för beståndens storlek. För att göra detta på ett någorlunda trovärdigt sätt, har vi analyserat en enkel populations-ekologisk modell.

Vi utgår ifrån en tänkt fladdermuspopulation som från början är stabil och som inte påverkas av någon dödlighet orsakad av vindkraftverk. Vi antar att populationsstorleken år t är N_t , att reproduktion sker en gång årligen och att ungar som föds år t reproducerar sig första gången när de är ett år gamla, det vill säga år $t+1$. Vi antar även att den årliga överlevnaden är beroende av åldern, så att s_{ad} och s_{juv} representerar vuxna (adult) respektive unga (juvenila) individer. Fekunditeten, det vill säga antalet födda ungar per hona och år $x \frac{1}{2}$ (hälften av ungarna är hanar, vilka inte räknas med här) är b_o , vilken är täthetsberoende, det vill säga den minskar med ökande populationstäthet. Slutligen finns även en dödlighet på grund av olyckor vid vindkraftverk h N_w , vilken beror på den årliga dödligheten per vindkraftverk N_w och antalet befintliga verk h .

Populationsmodellen kan skrivas

$$N_{t+1} = s_{ad} N_t + s_{juv} (b_o - \beta N_t) N_t - h N_w$$

där β är ett mått på fekunditetens täthetsberoende. Om man förutsätter att populationerna är stabila (år 2000) och sätter in siffror för populationsstorlek, överlevnad och fekunditet (se texten nedan och tabell 7.1) i ekvationen, får parametern β värdena $1,13 \times 10^{-7}$ för stor fladdermus och $1,13 \times 10^{-6}$ för trollfladdermus. Dessa värden används sedan i modellen för att beräkna populationsutvecklingen hos de här båda arterna.

Det finns inga användbara uppgifter från Sverige när det gäller hur många fladdermöss som dödas vid vindkraftverk, utan vi är hänvisade till siffror från Tyskland. För att sätta in mätvärden i modellen, använder vi oss i första hand av uppgifter som gäller den stora fladdermusen, den art som verkar drabbas hårdast av vindkraftverk i norra Europa. Demografiska data finns för honor av den här arten från Sachsen i östra Tyskland (Heise 1989, Heise & Blohm 2003). Från samma område finns också tillförlitliga uppgifter om hur många individer som dödas vid vindkraftverk (Seiche 2008). Den stora fladdermusen är en långflyttare som är mer eller mindre vanlig i jordbruksområden och slättland i Nordeuropa upp till den biologiska norrlandsgränsen vid Dalälven (61°N). Längs kusten är den dessutom observerad norrut till Medelpad (62°N).

Arten undviker däremot sammanhängande skogsområden, särskilt om de är höglänta, så förekomsten utanför slättområdena och kusterna är relativt gles och ojämn (Ahlén 2006).

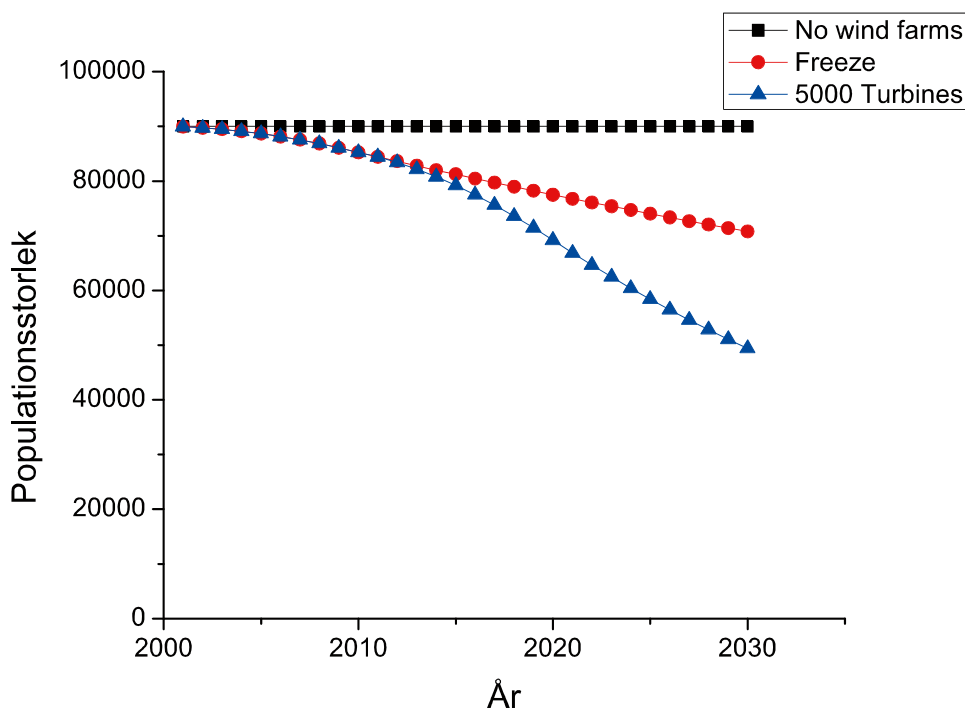
Beräkningar av hur en viss typ av olyckor påverkar fladdermuspopulationer har inte gjorts tidigare så vitt vi vet, antagligen beroende på att det i stort sett saknas tillförlitliga siffror på populationsstorlekar. Detta gäller inte minst i Sverige. Sohlman (2008) anger ändå den svenska populationen av stor fladdermus till 65 000-110 000 exemplar. För populationsstorlek N_t har vi således använt mittvärdet 90 000 exemplar. Vi vet inte hur den här siffran beräknats och vi kan inte heller bedöma tillförlitligheten av den. Den årliga överlevnaden s_{ad} och s_{juv} är 0,56 respektive 0,54 och fekunditeten b_0 är $1,65 \times 1/2$ per vuxen hona (Heise 1989; att fekunditeten multipliceras med $1/2$ beror på att endast honor räknas – hanarna föder ju inga ungar).

Populationsutvecklingen har beräknats utifrån tre scenarier (figur 7.1)

1. ingen dödlighet vid vindkraftverk
2. frysning av vindkraftutbyggnaden på nuvarande nivå, det vill säga 1000 verk inom den stora fladdermusens utbredningsområde (södra halvan av landet)
3. femfaldig ökning av antalet verk inom artens utbredningsområde fram till 2020 och frysning av utbyggnaden därefter. Vi har dessutom antagit att hälften av de nya verken kommer att byggas i höglänt barrskogsterräng, och därför inte kommer att påverka den stora fladdermusen i någon större utsträckning

Den årliga olycksfrekvensen av fladdermöss vid vindkraftverk i östra Tyskland är 2,3 individer per vindkraftverk och år, av vilket 0,9 individer (39 %) är stor fladdermus (Seiche 2008, Dürr 2009). En sådan olycksfrekvens innebär att 1 % av den svenska populationen av stor fladdermus skulle omkomma per år, om vi har 1000 verk. Detta är ungefär vad vi har idag (år 2010; om vi undantar drygt 100 verk som finns i områden där stor fladdermus inte förekommer; <http://www.energimyndigheten.se>). Med en dödlighet på den här nivån kommer populationen av stor fladdermus att minska med ungefär 1 % per år fram till 2010 och sedan allt snabbare i takt med den fortsatta utbyggnaden (figur 7.1).

Med tanke på de stora osäkerheterna i våra antaganden måste beräkningarna användas med stor försiktighet. Vi har exempelvis antagit, utan att egentligen ha några belägg, att artens könsfördelning i Sverige är 1:1, och att dödligheten vid vindkraftverk är densamma oberoende av kön och ålder. Detta är inte nödvändigtvis fallet. Hos åtminstone en del långflyttande populationer av stor fladdermus flyttar nämligen honorna betydligt längre mot norr än hanarna under sommaren (Sluiter & Heerdt 1966). Vi antar också att dödligheten av fladdermöss i allmänhet och stor fladdermus i synnerhet är densamma i Sverige som i östra Tyskland. Detta antagande är nog befogat när det gäller de svenska slättlandskapen och längs de södra kusterna. Vi vet genom Ahléns (2002) undersökning att olycksfrekvensen av fladdermöss vid



Figur 7.1. Beräknad populationsutveckling för stor fladdermus *Nyctalus noctula* i Sverige under tre olika scenarier; svart - ingen dödlighet vid vindkraftverk, röd - frysning av vindkraftutbyggnaden på nuvarande nivå (1000 verk); blå - 5000 nya vindkraftverk fram till år 2020. Utvecklingen som visas med den blå linjen bygger på att dödligheten vid vindkraftverk i Sverige är och förblir lika hög som i Tyskland (0,9 individer på verk och år; tabell 7.1). Förhoppningsvis kommer de riktlinjer som presenteras i den här rapporten att innebära att dödligheten blir betydligt lägre (och effekten därför betydligt mindre) i Sverige.

vindkraftverk i de här områdena är jämförbar med den i Tyskland (Endl et al. 2004, Kusenbach 2004, Seiche 2008). Däremot är antagandet tveksamt när det gäller de svenska barrskogsområdena, där den stora fladdermusen är ovanligare än i slättlandskapet (Ahlén 2006). Detta innebär att den beräknade olycksfrekvensen antagligen är för hög i förhållande till populationsstorleken. Effekten av utbyggnaden kommer i så fall att bli mindre än vad modellen antyder. Hur mycket mindre den blir beror i första hand på hur hög dödligheten vid vindkraftverk i skogsområden visar sig vara.

Det bör även nämnas att vårt räkneexempel med en femfaldig utbyggnad av vindkraft i Sydsverige under det närmaste decenniet, är tilltaget i överkant. Vi har således flera anledningar till att betrakta utvecklingen som visas av den blå linjen i figur 7.1 som ett ”värsta tänkbara scenario” för den stora fladdermusen. Men även om vi tolkar våra beräkningar med ett stort mått av försiktigt, så visar de ändå att den planerade utbyggnaden av vindkraft i Sverige kan komma att påverka den här artens populationsutveckling.

Tabell 7.1. Uppskattad populationsstorlek (antal individer) av svenska arter av fladdermöss som jagar i fria luftrummet (Sohlman 2008) och dödligheten vid vindkraftverk i östra Tyskland (antal döda individer per verk och år; Seiche 2008, Dürr 2009).

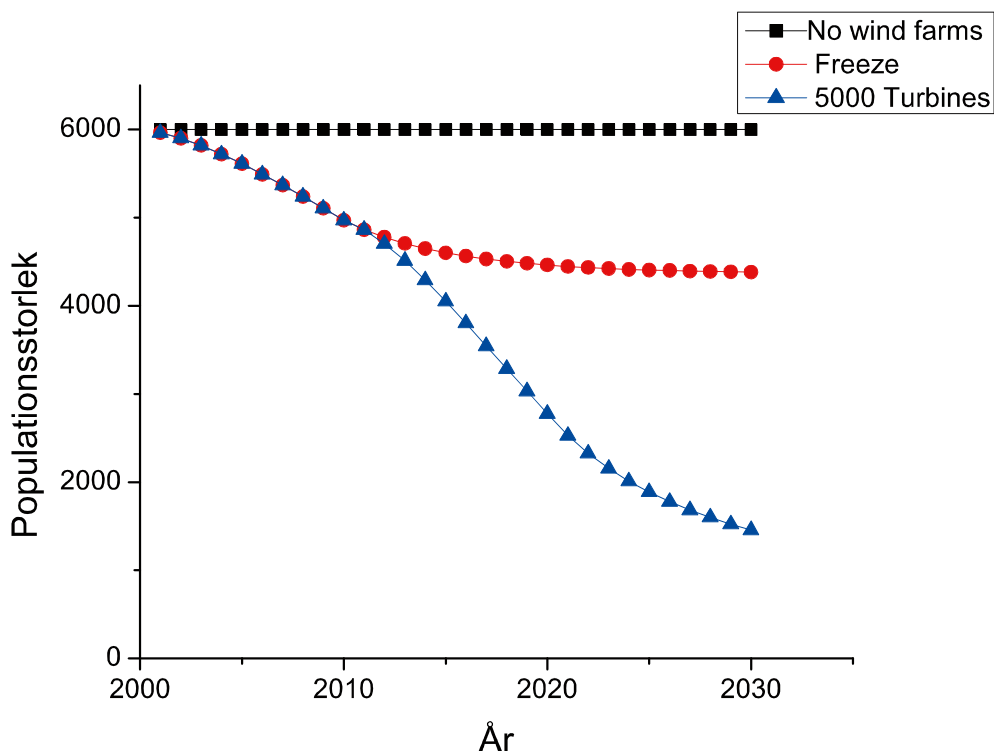
Art	Populationsstorlek Sverige	Dödlighet vid vindkraftverk (Tyskland)	Anmärkning
Stor fladdermus	65-115 x 10 ³	0,9	
Trollfladdermus	2,5-6,0 x 10 ³	0,7	Svårdefinierad population
Dvärgfladdermus	1,8-3,0 x 10 ⁶	0,4	Två arter!
Gråskimlig fladdermus	600-1500	0,1	Orealistiskt låg populationsstorlek
Nordisk fladdermus	3,5-6,3 x 10 ⁶	< 0,1	
Övriga arter		0,2	

Kommentarer till tabellen. "Dvärgfladdermus" innefattar två arter som ganska nyligen separerats (Ahlén & Baagøe 2001); dvärgfladdermus *Pipistrellus pygmaeus* som är vanlig i Skandinavien men ovanlig i Tyskland och pipistrell *P. pipistrellus* där förhållandet är det motsatta. Siffrorna i tabellen gäller båda arterna sammantaget, eftersom de normalt inte kan skiljas åt på utseendet. De har i vindkraftsammanhang oftast behandlats tillsammans. Trollfladdermus är en långflyttande art och det är oklart om den angivna populationsstorleken även omfattar de individer som bara passerar Sverige under flyttning.

Trollfladdermusen är liksom den stora fladdermusen en långflyttande art som passerar främst östra Sverige under vår och höst, men som även i viss utsträckning fortplantar sig i landet under sommaren. Arten har ökat i antal och utbredning i Sverige under det senaste decenniet och den är numera vanlig i vissa områden längs Östersjökusten särskilt under tiden för flyttningen (Ahlén 2011). Sohlman (2008) anger en uppskattning av populationens storlek (tabell 7.1), men hon anger inte om denna uppskattning innefattar de individer som passerar landet under flyttning men som inte fortplantar sig här. Den finns tillförlitliga uppgifter över trollfladdermusens olycksfrekvens vid vindkraftverk i östra Tyskland, närmare bestämt i Sachsen (Seiche 2008, Dürr 2009; tabell 7.1). En undersökning från intilliggande områden i Brandenburg visar att den årliga överlevnaden s_{ad} och s_{juv} är 0,71 respektive 0,56 för den här arten, och att fekunditeten b_0 är $1,8 \times 1/2$ ungar per vuxen hona och år (Schmidt 1984, 2000).

Eftersom trollfladdermusen är ovanlig i västra Sverige, har vi antagit att vindkraftverk i västra halvan av landet inte kommer att påverka arten. I beräkningarna har vi därför använt halva antalet vindkraftverk jämfört med den stora fladdermusen (som förekommer både i västra och i östra halvan; Ahlén 2011). Med i övrigt samma antaganden som för stor fladdermus kommer trollfladdermusen vid en frysning på nuvarande kapacitet att minska med 17 % för att sedan minska drastiskt i takt med fortsatt utbyggnad. Vi måste dock komma ihåg att uppskattningen av populationsstorleken för den här arten inte är mer än en god gissning och att en okänd del av populationen utgörs av individer som bara passerar landet under flyttning.

Vi har hela tiden antagit att populationerna vore stabila om det inte fanns någon dödlighet orsakad av vindkraft. Detta visas av svarta linjer i figurerna 7.1 och 7.2. Detta är egentligen orealistiskt särskilt när det gäller trollfladdermusen, eftersom den här arten för närvarande ökar kraftigt i både antal och



Figur 7.2. Beräknad populationsutveckling för trollfladdermus *Pipistrellus nathusii* i Sverige under tre olika scenarier; svart - ingen dödlighet vid vindkraftverk, röd - frysning av vindkraft på nuvarande nivå (1000 verk); blå - 5000 nya vindkraftverk fram till år 2020. Utvecklingen som visas med den blå linjen är ännu osäkrare för den här arten än för stor fladdermus (fig. 7.1). Den bygger på att dödligheten vid vindkraftverk i Sverige är och förblir lika hög som i Tyskland (0,7 individer på verk och år; tabell 7.1). Förhoppningsvis kommer de riktlinjer som presenteras i den här rapporten att innebära att dödligheten blir betydligt lägre (och effekten därför betydligt mindre) i Sverige. Dessutom har vi utgått från att populationen vore stabil om inte dödligheten vid vindkraftverk fanns (svart linje). I verkligheten har arten ökat kraftigt i Sverige på senare tid, varför ökad dödlighet vid vindkraftverk snarare kan förväntas dämpa ökningstakten för den här arten.

utbredning i Sverige (Ahlén 2011). Detta innebär att ökad dödlighet vid vindkraftverk förmodligen inte leder till den minskning av populationen som visas i figur 7.2, utan snarare till en dämpad ökningstakt. Att den observerade populationsökningen av trollfladdermus i Sverige inte tagits med i modellen beror på att vi inte har någon uppfattning om hur snabb ökningen är. Att gissa hur snabbt populationen ökar är meningslöst och skulle bara komplicera tolkningen av resultatet.

Även dvärgfladdermusen (som egentligen är två arter; tabell 7.1) uppvisar en ganska hög olycksfrekvens vid vindkraftverk särskilt på vissa platser i Tyskland (0,4 individer per år; Seiche 2008). Den drabbas antagligen ändå i mindre grad totalt sett, jämfört med den stora fladdermusen och trollfladdermusen, eftersom populationen är betydligt större. Dess årliga överlevnad s_{ad} och s_{juv} är dessutom något högre; data från York i norra England antyder 0,76 respektive 0,50 (Thompson 1987). En utbyggnad av vindkraften kommer därför att påverka dvärgfladdermusen (i vid bemärkelse) i mindre grad än den stora fladdermusen och trollfladdermusen.

Den stora fladdermusen och trollfladdermusen är de arter som drabbas hårdast av dödlighet vid vindkraftverk i Tyskland och antagligen även i Sverige, men det finns även några andra arter som vi misstänker kan påverkas vid en storskalig utbyggnad. Nordisk fladdermus finns över hela landet och är vanlig i skogsområden. Den utgör hälften (8 av 17) av de fladdermöss som hittills hittats döda vid vindkraftverk i Sverige (Ahlén 2002), men eftersom vi inte vet hur stort antal som dödas totalt sett, kan vi inte använda modellen för att beräkna populationsutvecklingen för den här arten. Siffrorna på olycksfrekvens vid vindkraftverk i Tyskland är knappast användbara i det här fallet, eftersom arten är betydligt sällsyntare där jämfört med i Sverige. Detsamma gäller den gråskimliga fladdermusen, en ovanligare art för vilken vi även saknar en trovärdig uppskattning av populationsstorleken i Sverige. Sohlman (2008) anger att populationen består av 600-1500 individer, men detta menar vi är en alldeles för låg siffra (tabell 7.1). Den här arten är dessutom mycket ojämnt fördelad mellan olika områden i södra Sverige. Hur populationerna av de här båda arterna kommer att reagera på en utbyggnad av vindkraft är till stor del avhängigt av hur stora olycksriskerna visar sig vara i barrskogsområden.

Dessutom har vi några ovanliga arter för vilka vi inte har ansett det vara meningsfullt att bedöma populationsutvecklingen på grund av för stora osäkerheter. Detta gäller sydfladdermus och Leislers fladdermus och även barbastell. De här arterna är sällsynta och förekommer fläckvis i Götaland. Det kan dock finnas en risk att enskilda verk eller parker som placeras exempelvis nära en koloni eller längs ett frekventerat flygstråk, lokalt kan ha negativ effekt på populationer av dessa arter. Vi har inte heller sett det som meningsfullt att ta med de arter som söker föda nära vegetation eller vattenytor och som därför sällan riskerar att dödas av vindkraftverk överhuvudtaget (se avsnitt 4.3 och tabell 4.3).

7.2. Slutsatser från populationsmodellen

Sammanfattningsvis antyder våra beräkningar att det finns en risk att en storskalig utbyggnad av vindkraft i Sverige kommer att påverka populationer av fladdermöss genom ökad dödlighet. Risken för att detta kommer att ske är dock betydligt större för vissa arter än för andra. De mest utsatta är de som normalt söker i föda i det fria luftrummet och som därför regelbundet vistas i närheten av vindkraftverkens rotorblad, exempelvis stor- troll- samt gråskimlig fladdermus.

Någon detaljerad och samtidigt tillförlitlig prognos är dock svår att göra, eftersom de flesta av de siffror vi använt i modellen är mycket osäkra. Vi kan inte heller ens i grova drag uppskatta hur många fladdermöss som kommer att dödas vid framtida vindkraftverk som placeras i barrskogsområden. För att kunna göra bättre prognoser är det därför viktigt att vi redan från början undersöker detta.

8. Åtgärder för att minimera dödligheten

8.1. Innan utbyggnaden – undvik riskabla lägen

Den viktigaste åtgärden för att minimera dödligheten av fladdermöss vid vindkraftverk är att undvika att placera verken i riskabla lägen. De arbeten vi har citerat ovan antyder att de mest utsatta lägena finns längs kusterna och förmodligen också längs andra markanta ledlinjer samt på distinkta skogklädda höjder. Däremot är det för närvarande omöjligt att säga hur höga dessa höjder måste vara för att räknas som riskabla. Det går inte heller att bedöma om barr- och lövskog är likvärdiga i det här avseendet. Detta måste vi ta reda på med hjälp av forskning och kontrollprogram (se nedan, avsnitt 9.4). Även våtmarker måste tills vidare betraktas som riskabla platser som kan vara olämpliga för vindkraftetablering.

Det finns data som tydligt visar att stora mängder fladdermöss rör sig längs kusterna och på öar strax utanför särskilt under flyttningen på sensommar (Ahlén 1997, Petersons 2004, Bach et al. 2009, Walter et al. 2004). Det står också klart att flera flyttande arter ansamlas på uddar som exempelvis Falsterbo och Ottenby (Ahlén 1997) innan de flyger ut över havet (Ahlén et al. 2009). Samma sak sker antagligen vid större sjöar (Dzal et al. 2009). Det verkar således finnas ett samband mellan de här rörelserna och den höga olycksfrekvensen som observerats vid en del vindkraftverk som placerats på sådana platser (Dulac 2008).

Data från Oder på slättlandet i västra Polen visar att fladdermöss på flyttning tenderar att följa de större floderna (Jarzembowski 2003, Furmankiewicz & Kucharska 2009). Vi vet däremot inte om placering av vindkraftverk längs floder också resulterar i fler förolyckade fladdermöss, även om detta förefaller troligt. Detsamma gäller i viss mån andra tänkbara ledlinjer i landskapet som exempelvis sjöstränder och motorvägar, vilka antagligen också utnyttjas av flyttande fladdermöss. Det är för närvarande svårt eller omöjligt att bedöma hur stor säkerhetsmarginalen från sådana ledlinjer bör vara till närmaste vindkraftverk. Detta beror på att vi inte vet tillräckligt mycket om hur fladdermössen rör sig i landskapet under flyttning och vid andra storskaliga rörelser. Flyger de i små grupper i nära kontakt med floder och andra ledlinjer eller rör de sig på bred front? Att få reda på hur detta förhåller sig är en anledning till att genomföra inventeringar och kontrollprogram i samband med utbyggnad av vindkraftverk (avsnitten 9.3 och 9.4).

I öppna jordbruksområden vet vi att vindkraftverk inte bör byggas alltför nära trädridåer, skogsbyr och andra ledlinjer i den mån sådana finns och inte heller i förlängningen av sådana ledlinjer (Limpens & Kapteyn 1991). Olyckorna kan förväntas bli betydligt fler om avståndet från ett vindkraftverk till närmaste trädbestand är mindre än 100-200 m jämfört med om det

är längre. Det kortare avståndet gäller för dvärgfladdermus och andra mindre arter, medan det längre gäller för stor fladdermus (Endl et al. 2004, Seiche 2008). Tvåhundra meter får därför tills vidare anses vara ett lämpligt minimi-avstånd mellan vindkraftverk och närmaste trädbestand i ett huvudsakligen öppet landskap.

8.2. Efteråt – tillfällig avstängning

Det förefaller troligt att förutsättningarna för fladdermöss i vissa fall kommer att ändras markant när väl kraftverket är uppsatt. Tornet i sig kanske gör platsen mer attraktiv för fladdermöss genom att locka till sig insekter tack vare sin höjd (Rydell et al. 2010b) eller sin färg (Long et al. 2010a). Sådana effekter är svåra att förutse i varje enskilt fall. Inventeringar som sker innan utbyggnaden, till exempel i samband med MKB, kommer ibland att misslyckas med att beskriva fladdermössens förekomst och beteende i området på ett helt relevant sätt, det vill säga så som de visar sig bli efter utbyggnaden. Som väl är finns möjlighet att i viss mån justera för den här risken i efterhand, genom att utarbeta program för tillfällig avstängning av vindkraftverk under de tider då riskerna för kollisioner är som störst.

De allra flesta dödsfall vid vindkraftverk sker som vi har sett under en begränsad tid av året (augusti och september), alltid nattetid och nästan alltid under speciella väderförhållanden (varmt och svaga, helst nordliga vindar). Genom att tillfälligt stänga av specifika vindkraftverk under sådana förhållanden, bör man kunna minska olycksrisken för fladdermöss drastiskt, även om verken ifråga har hamnat på en olycklig plats. Även om det görs en inventering i samband med MKB kan det alltså ibland vara lämpligt att också kräva ett kontrollprogram. Det kan exempelvis vara fråga om en anläggning som byggs längs en misstänkt ledlinje eller på en höjd, så att den kan befaras locka till sig fladdermöss, när den väl är byggd. Det kan också gälla vid en förekomst av någon hotad art, vars respons är svår att förutsäga. Höga olycksfrekvenser bör leda till en tillfällig avstängning under vissa specificerade förhållanden. Om detta krav ställs redan vid tillståndsgivningen, kan en sådan åtgärd liksom den eventuella minskningen i elproduktionen finnas med i kalkylerna från början.

Idén med tillfällig avstängning av kraftverk under för djur riskabla perioder är inte ny. Metoden används redan i Sverige när det gäller vattenkraftverk, där miljödomstolar med stöd av miljöbalken (kapitel 11, 8 §) ibland föreskriver avstängning under vissa tider. Detta görs bland annat för att minska risken att vandrande fisk omkommer i turbinerna. Tillfällig avstängning av vindkraftverk i syfte att skydda fladdermöss har börjat tillämpas i bland annat USA (The Beech Ridge Bat Lawsuit; Animal Welfare Institute 2009).

Det finns åtminstone tre undersökningar som visar att tillfällig avstängning av vindkraftverk till förmån för fladdermöss fungerar i verkligheten (Behr & Helvesen 2006, Baerwald et al. 2009, Arnett et al. 2009b, 2010a, b). I alla tre fallen stängdes verken av i experimentsyfte under perioder med svaga

vindar (< 4-6,5 m/s) nattetid (ungefär från solnedgången till soluppgång – lite olika beroende på undersökning) under sommaren. Man jämförde sedan olycksfrekvensen mellan de verk som manipulerades och intelligande verk som drevs i vanlig ordning. Olyckorna minskade drastiskt (70-90 %) vid de verk som hölls avstängda, samtidigt som energiförlusten på grund av avstängningarna var rätt marginell (3-11 % under försöksperioden; 0,3-1,0 % utslaget över året). Verken stängdes ju av under vindförhållanden då de i vilket fall som helst bara hade producerat lite eller ingen elektricitet. De lägre siffrorna gäller avstängning vid < 4 m/s, de högre gäller < 6,5 m/s. För mer information om statistisk och andra detaljer i de här arbetena hänvisar vi till två av originalartiklarna (Baerwald et al. 2009, Arnett et al. 2010a). Dessa två är publicerade, i motsats till det tyska arbetet, och de bör därför gå att få tag på ganska enkelt. Den sistnämnda kan i sin helhet laddas ner fritt från nätet (adressen finns i litteraturlistan).

Trots att man stängde av kraftverken på ett ganska schablonmässigt sätt i de här försöken, hade åtgärden en tydlig effekt. Med bättre och mer detaljerad kunskap om vilka faktorer som egentligen ligger bakom fladdermössens vistelse vid vindkraftverkan, bör man kunna göra mer sofistikerade program för tillfällig avstängning. Genom att inkludera andra väderfaktorer eller kanske rent av automatiskt skanna av aktiviteten av insekter eller fladdermöss på något sätt (Lazarevic et al. 2008), bör det gå att effektivisera systemen betydligt och sålunda minimera de perioder då verken behöver vara avstängda. Dessutom är sommarnätterna mycket kortare här i Sverige än vad som var fallet i undersökningarna som citerades ovan och vi har även mycket färre nätter med varmt och vindstilla väder. Vi bör alltså kunna minska kostnaden betydligt.

Normalt börjar ett vindkraftverk leverera ström till elnätet när det blåser 4 m/s (i navhöjd). Detta kallas startvind ("cut-in-speed"), och den går att justera uppåt till exempelvis 6 m/s. Vid vindstyrkor under startvinden står rotorbladen i princip stilla. Vid minskande vindstyrka fortsätter rotorbladen på grund av trögheten emellertid att snurra ett bra tag efter att vinden minskat till under startvinden, dock utan att det levereras någon elektricitet till nätet. Ett vindkraftverk kan därför döda fladdermöss även om vinden för tillfället är svag och ingen ström produceras. Men vid behov kan man bromsa rotorbladen, så att de alltid står stilla när vindstyrkan understiger startvinden. En "tillfällig avstängning" av ett vindkraftverk innebär alltså i princip att man justerar nivån på startvinden till förslagsvis 6 m/s, samtidigt som man bromsar rotorbladen när vindstyrkan faller under denna nivå. Med denna åtgärd räknar vi med att olycksriskerna för fladdermöss så gott som elimineras.

Det har också gjorts några försök att med hjälp av speciella tekniska installationer avskräcka fladdermöss från att vistas vid vindkraftverk. Varningsljus har knappast någon inverkan på fladdermössens beteende oavsett om ljuset är vita eller röda (Horn et al. 2008a). Kraftigt ultraljud (Horn et al. 2008b) och radar (Ahlén et al. 2007, Nicholls & Racey 2007, 2009) har däremot en viss avskräckande effekt, åtminstone över kortare avstånd.

Effekten förefaller dessutom långvarig, det vill säga fladdermössen verkar inte kunna vänja sig vid ljudet och strunta i det efter en tid. En intressant och trovärdig hypotes som förklarar hur radar kan tänkas fungera i det här sammanhanget har presenterats (Nicholls & Racey 2009). Avskräckande ljud och radar får ändå tills vidare betraktas som möjligheter inför framtiden. Någon tillämpning av sådana system i större skala har inte provats ännu, så vitt vi vet, men seriösa försök pågår (BWEC 2011).

9. Att tänka på inför tillståndsgivning

9.1. Vad lagar och konventioner säger

Fladdermöss i Sverige är skyddade genom Artskyddsförordningen och Jaktlagen, vilka sorterar under Miljöbalken (Naturvårdsverket 2009). Detta innebär i första hand att de inte får fångas eller dödas. Det innebär också, vilket kanske är mer relevant i vindkraftsammanhang, att man inte medvetet får skada eller förstöra deras fortplantnings- och viloplats och inte heller avsiktligt störa dem under tiden för fortplantning och flyttning. Fortplantningsplatser kan vara exempelvis ihåliga träd, broar eller byggnader av olika slag, vilka utnyttjas av reproducerande honor om sommaren eller av revirhållande hanar under parningstiden om hösten. För en del arter sker parningen istället på övervintringsplatserna, och i så fall kan även dessa anses vara fortplantningsplatser (Naturvårdsverket 2009, bilaga 4 och 5). Olyckor med fladdermöss vid vindkraftverk sker ju som vi har sett ofta under flyttningsperioderna. De drabbar dessutom de långflyttande arterna. Att viktiga områden längs fladdermössens flyttvägar har ett visst skydd bör ha betydelse när man vill bygga vindkraftverk längs våra kuster.

I Habitatdirektivets bilaga II anges att särskilda bevarandeområden för hotade arter av fladdermöss skall etableras. För vår del gäller detta barbastell, dammfladdermus, större musöra och Bechsteins fladdermus. Skyddet kan vara i form av Natura 2000-områden eller naturreservat. Vindkraftetablering i sådana områden bör undvikas, liksom inom en buffertzonen om förslagsvis 2 km runt det skyddade området.

Av betydelse när det gäller vindkraftsärenden är också det Europeiska fladdermusavtalet EUROBATS. Detta är ett ganska långtgående avtal där skyddet av fladdermöss förstärks och utsträcks till att omfatta även jaktområden och andra platser som är av större betydelse. Det krävs alltså att man vid vindkraftsutbyggnad tar vederbörlig hänsyn till de livsmiljöer som är av betydelse för fladdermöss inklusive viktigare jaktområden och flyttvägar. Det krävs också att områden som är viktiga för fladdermössens bevarandestatus identifieras. På Eurobats-organisationens hemsida (www.eurobats.org) finns mer information om avtalet. Där finns också avtalstexten och de nationella rapporterna.

Sveriges handlingsprogram för skydd av fladdermusfaunan (Ahlén 2006) är ett ganska långtgående åtagande, som bygger på Artskyddsförordningen, Habitatdirektivet och EUROBATS-avtalet. Vissa delar har börjat tillämpas här i landet, exempelvis vägs fladdermössens förutsättningar allt oftare in exempelvis vid MKB när det gäller exploateringar av olika slag. Likaså görs numera allt fler inventeringar av fladdermusförekomster över hela landet. De här frågorna har blivit särskilt aktuella i samband med den pågående vindkraftsutbyggnaden, så på sätt och vis kan man säga att utbyggnaden av vindkraft har gett extra anledning att genomföra åtminstone vissa delar av

EUROBATS-avtalet. Detta gäller nog inte bara i Sverige utan även i Europa i allmänhet (se exempelvis Rodrigues et al. 2008). Däremot lämnas en del övrigt att önska när det gäller åtagandet att bedriva forskning om fladdermöss och deras förutsättningar, även detta en viktig del av EUROBATS-avtalet. Behovet av detta har också i hög grad aktualiseras genom vindkraftsutbyggnaden. Vi återkommer till detta i avsnitt 10 nedan.

9.2. En modell för handläggning och planering

Ahlén (2010a) har föreslagit en förenklad modell för bedömning av ett områdes värde för fladdermöss i samband med vindkraftetablering. Med hjälp av denna kan man i första läget göra en snabb bedömning av riskerna för fladdermöss i området samtidigt som man kan koncentrera insatserna till de situationer där de behövs bäst. Man kan även snabbt få fram den information som krävs när det gäller risker vid vindkraftetablering i skogsområden och andra ”nya” miljöer. Vid lokalisering av nya vindkraftverk finns således tre olika lägeskategorier när det gäller risker för fladdermöss (Ahlén 2008, 2010a):

1. **Högrisklägen** där man redan i förväg kan förutsäga stor risk för negativa effekter på fladdermöss. Exempel på sådana platser kan vara nära uddar vid kusten eller större sjöar eller på markanta skogklädda höjder i öppna jordbruksområden, där ansamlingar av flyttande fladdermöss ofta förekommer.
2. **Osäkra lägen** där man inte kan göra någon kvalificerad bedömning utifrån nuvarande kunskap. Här behövs en noggrann fältinventering (MKB) och/eller en uppföljning av effekterna efter eventuell byggnation, det vill säga ett kontrollprogram. I den här kategorin hamnar antagligen till att börja med de flesta ansökningar om etablering av vindkraftverk i barrskogsområden och nära kusten och kanske även ansökningar som rör utbyggnad till havs.
3. **Lågrisklägen** där man bedömer att risken för kollisioner är minimal. Exempel på lågrisklägen är öppen jordbrukmark utan ledlinjer eller markerade höjder och större delen av fjällen.

Med den här modellen är det alltså i första hand bara för kategori 2 som större fältinventeringar och en omsorgsfull prövning behövs (figur 9.1). Processen med ansökning och tillståndsgivning bör därför underlättas efterhand som kunskapen ökar. I början kommer antagligen de flesta ansökningar att hamna i kategori 2, men med bättre kunskap om de osäkra lägena kommer denna kategori att kunna minskas. Det kanske kommer att visa sig att modellen är kategorisk i överkant, men vi anser att den i vilket fall som helst bör kunna leda till att handlägningsprocessen blir enklare och effektivare.

Det är givetvis viktigt att kompetenskraven hos beslutsfattarna upprätthålls och att handläggningarna inte blir godtyckliga utan vilar på en saklig grund. Länsstyrelserna och i viss mån även kommunerna måste därför ha tillgång till rätt kompetens om de skall kunna ställa riktiga krav.

9.3. Inventeringens innehåll

I MKB-inventeringen skall inventeraren göra en professionell bedömning av områdets värde för fladdermöss och vilka konsekvenser en exploatering kan väntas få. Denna bedömning skall sedan kunna användas av kontrollmyndigheten (länsstyrelse eller kommun) som beslutsunderlag. En utbyggnad av vindkraftverk kan påverka fladdermöss på i princip två sätt

- a. indirekt påverkan genom att fladdermössens livsmiljö förändras eller förstörs vid exploateringen. Detta är i princip aktuellt för alla arter, även om vissa är i större behov av hänsyn än andra (avsnitt 4.3, 7.1 och 7.2).
- b. direkt påverkan genom att fladdermöss omkommer vid kollisioner med kraftverkens rotorblad eller av tryckförändringar. Detta gäller i första hand högriskarterna, det vill säga de som regelbundet vistas i närheten av rotorbladen (tabell 4.3). Risken att de andra arterna dödas av vindkraftverk är förhållandevis liten.

En inventering av fladdermöss i samband med tillståndsansökan bör således innehålla följande information, sammanfattat i tre punkter.

- i. Med hjälp av kartmaterial och eventuellt en rekognosering under dagtid bör man kunna ge en **erfarenhetsbaserad bedömning av områdets kvalitéer som miljö för fladdermöss**. Detta innebär dels en bedömning av områdets potentiella möjlighet att hysa många eller ovanliga arter inklusive de högriskarter som är särskilt utsatta, exempelvis stor, troll- och gråskimlig fladdermus. Indikation på att ett område kan innehålla en artrik fladdermusfauna kan vara förekomst av nyckelbiotoper (Jong & Ahlén 1991) eller annan varierande miljö med en kombination av öppet vatten, bebyggelse och lövskog, gärna med gamla träd i alléer eller liknande. Kraftigt kulturpåverkade områden, exempelvis bruksmiljöer, kvarnar, herrgårdar och liknande, kan ibland vara mycket artrika fladdermusmiljöer, så länge som påverkan är eller har varit småskalig och varierande. Exempel på områden som däremot oftast har mycket låg potential som fladdermusmiljöer är produktionsskogar med eller utan hyggen och öppna jordbrukslandskap utan ledlinjer. Avsikten med denna del av inventeringen är att förhindra att potentiellt värdefulla fladdermusmiljöer förstörs vid exploateringen.
- ii. **Fältinventering** av valda delar av området eller hela området, om det är litet, med ultraljudsdetektor nattetid visar vilka arter som förekommer under yngelkolonitiden (juni-juli). Regelbundna observationer av en art inom ett litet område kan indikera förekomst av en yngelkoloni i närheten. Men att hitta kolonin kräver oftast rätt mycket arbete och detta kan knappast förväntas under en MKB-inventering. Enstaka observationer av en art visar att området används åtminstone tillfälligt av arten ifråga. Avsikten med denna del av inventeringen är i första hand att undersöka regelbunden förekomst av hotade och

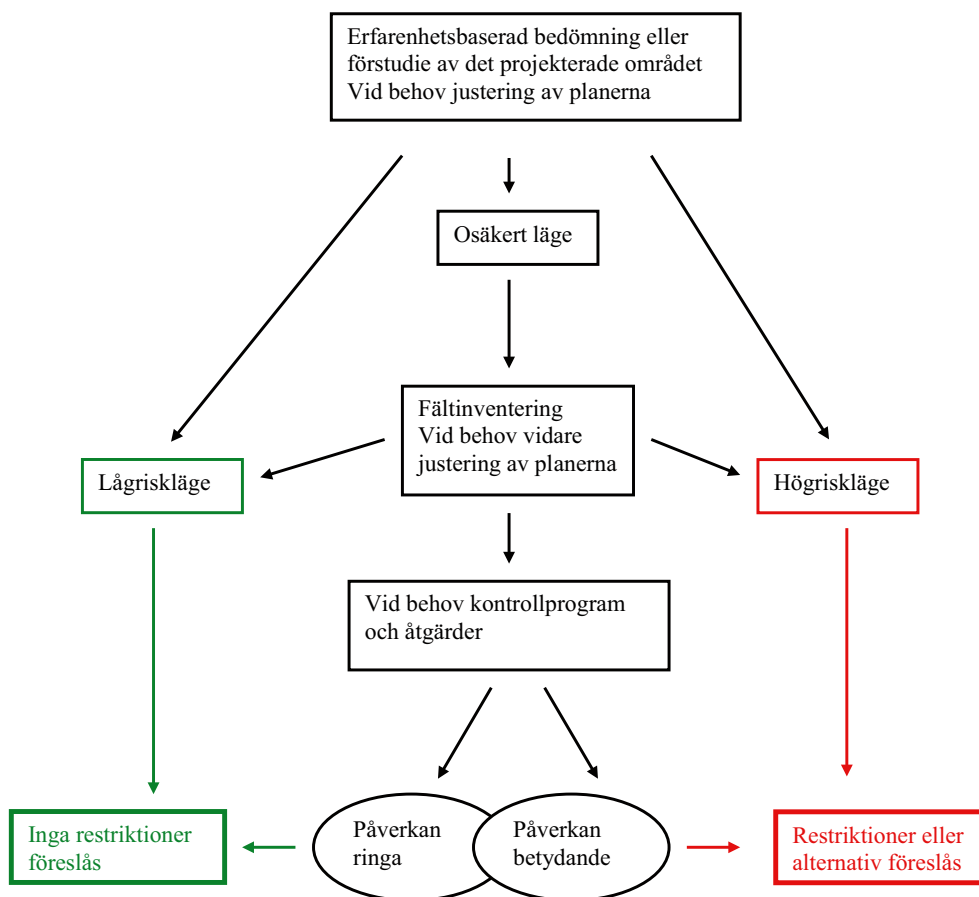
sällsynta arter och att om möjligt förebygga att de påverkas negativt av exploateringen. Däremot behöver man normalt inte ta sådan hänsyn till kolonier av de vanligaste och mest konkurrenskraftiga arterna; nordisk fladdermus, dvärgfladdermus och vattenfladdermus, utom möjligen i delar av Norrland, där fladdermöss generellt är ovanliga.

- iii. Där vindkraftverk planeras längs tänkbara ledlinjer eller på distinkta höjder bör man **undersöka högriskarternas förekomst under sensommaren och hösten** (och kanske även under försommaren). Det är nämligen kraftverk som placerats i sådana lägen som har dödat i särklass flest fladdermöss i andra länder. En inventering bör göras med en kombination av manuell (tillfällig) och automatisk (långvarigare) registrering av fladdermöss med hjälp av ultraljudsdetektorer. När det gäller de flesta högriskarter kan man under sensommaren och hösten med fördel komplettera inventeringarna med att lyssna efter territoriella läten och parningsspel. På så vis kan man ganska enkelt hitta parningsstationer. Hos en del arter (*Nyctalus*, *Pipistrellus* och *Vespertilio*) visar hanarna under parnings- och flyttningstiden nämligen upp ett territoriellt beteende som inkluderar en ganska säregen sång (Hemmingsen 1922, Sluiter & Heerdt 1966, Ahlén 1981, Lundberg & Gerell 1986, Ahlén & Baagøe 2001).

9.4. Kontrollprogrammets utformning

För uppföljning behövs ibland också ett kontrollprogram efter utbyggnaden. Avsikten med ett sådant är att undersöka om den aktuella vindkraftsparken utnyttjas av fladdermöss och i så fall om fladdermöss också omkommer där. Räkning och insamling av döda fladdermöss under kraftverken (alla eller några, beroende på parkens storlek) görs vid några tillfällen från slutet av juli till början av oktober. Räkningarna bör om möjligt göras så tidigt som möjligt på morgonen efter varma lugna nätter, innan rovdjur och asätare hunnit äta upp eller avlägsna eventuella kadaver. Ett område med minst 50 m radie (egentligen helst med radien = rotorbladsdiametern) runt varje verk bör undersökas noga. Man kan med fördel använda hund vid sökandet, eftersom detta ökar effektiviteten betydligt (Arnett 2006). Döda fladdermöss tas om hand för bestämning av art och helst även kön och ålder.

Insamlingen av döda fladdermöss under kraftverken kompletteras lämpligen med mätning av aktiviteten vid ett eller flera verk under åtminstone några lugna, varma nätter. Avsikten med detta är att undersöka om fladdermöss av högriskarterna regelbundet vistas och jagar insekter i närheten av rotorbladen och således riskerar att dödas. Aktiviteten mäts lämpligen med ”auto-boxar”, det vill säga ultraljudsdetektorer som automatiskt registrerar fladdermöss på ett sätt så att inspelningarna kan användas för artbestämning i efterhand. Allra bäst är naturligtvis om åtminstone en sådan detektor kan placeras högt uppe i kraftverkstornet.



Figur 9.1. Sammanfattning av den föreslagna arbetsgången i vindkraftärenden när det gäller att minimera påverkan på fladdermöss. Idén härstammar från Ahlén 2010a. Detaljer finns i den löpande texten.

Regelbunden aktivitet av fladdermöss runt toppen av kraftverket och vid rotorbladen och/eller fynd av mer än enstaka döda fladdermöss motiverar en noggrannare undersökning för att kvantifiera olycksfrekvensen. Den senare skall vara tillräckligt kvalificerad och löpa över tillräckligt lång tid (helst en hel säsong) för att fungera som underlag för ett eventuellt beslut om tillfällig avstängning av det aktuella verket under perioder då riskerna är som störst.

När det gäller insamling av fladdermöss under vindkraftverk vill vi påpeka att man skall använda handskar som skyddar mot bett, precis som man skall göra när man arbetar med andra vilda däggdjur. Fladdermöss som hittas kan ju vara skadade men fortfarande vid liv och i stånd att bitas. Man har nyligen hittat antikroppar mot fladdermusrabies i några svenska fladdermuspopulationer, vilket antyder att sjukdomen finns eller har funnits i landet. Den kan i sällsynta fall smitta människor och i så fall är den dödlig (SVA 2010). Blir man trots allt biten, så bör man se till att bli vaccinerad (postexpositionsprofylax).

9.5. Kommentarer

Vi kan räkna med att de flesta framtida vindkraftverk på land i Sverige kommer att placeras i mer eller mindre distinkta höjdlägen i barrskogsområden. Vi har dessvärre nästan ingen kunskap om hur kraftverk som placeras i sådana lägen kommer att påverka fladdermöss. Detta gäller både i södra Sverige och i Norrland. Hittills har ju de flesta svenska vindkraftverken som bekant placerats i jordbruksområden eller längs kusterna. Större barrskogsområden, särskilt produktionsskogar, är visserligen generellt sett mycket fattiga på insekter och fladdermöss, men som vi sett, finns erfarenheter från Tyskland och USA som antyder att kraftverk på höjder i skogsområden ändå dödar många fladdermöss. Denna lucka i våra kunskaper är rätt allvarlig, eftersom det för närvarande är svårt eller omöjligt att förutsäga vad olika placeringar av kraftverk i barrskog kommer att innebära. MKB-inventeringarna blir på så vis lite urholkade och får ett ganska begränsat värde som verktyg åt kontrollmyndigheten.

Vi behöver ta reda på vad som händer med fladdermöss vid vindkraftverk i barrskog. Detta gäller särskilt om verken ligger på distinkta höjder och det är lika aktuellt i Syd- och Mellansverige som i Norrland. Är olycksrisken hög i sådana lägen? I så fall, varför är den det, trots att miljön vanligen är fattig både på arter och individer?

Det är också viktigt att känna till att alla arter inte är likvärdiga när det gäller behov av hänsyn i samband med vindkraftetablering. Detta beror i första hand på att några arter är relativt konkurrenskraftiga och expanderande, medan andra verkar minska i antal eller utbredning. De konkurrenssvaga arterna är givetvis i större behov av hänsyn. Att en del arter av fladdermöss utestängs från vissa områden genom konkurrens med andra arter är egentligen en gammal tanke (Baagøe & Jensen 1973), men den har nyligen väckts till liv igen (Arlettaz et al. 2000). Det har nämligen visat sig att vissa ovanligare arter försvinner helt från områden där man sätter upp vägbelysning. De konkurreras antagligen ut av invaderande fladdermusarter, som utnyttjar att lamporna attraherar insekter. Det är inte helt omöjligt att även vindkraftverk har sådana effekter, även om det inte finns något direkt belegg för detta.

Exempel på särskilt konkurrenskraftiga arter i högriskgruppen är nordisk fladdermus (Rydell 1992a, 2005), dvärgfladdermus och pipistrell (Haffner & Stutz 1985), kanske även sydfladdermus (Baagøe 1986). Bland övriga arter är det i första hand vattenfladdermusen som kan anses vara särskilt konkurrenskraftig och expanderande (Kokurewicz 1994).

9.6. Rapporternas tillgänglighet

Det är viktigt att resultaten av inventeringar och MKB görs tillgängliga så fort som möjligt. Allmän tillgång till materialet är ju en förutsättning för att vi snabbt skall lära oss att hantera riskerna vid etablering av vindkraft i barrskog och andra ”osäkra” områden. Det är också nödvändigt om vi skall få fram

den kunskap som behövs och för att exempelvis komma fram till ett lämpligt säkerhetsavstånd till ledlinjer i andra miljöer än öppen jordbruksmark.

Vi föreslår sålunda att alla undersökningsrapporter som gäller fladdermöss och vindkraftsetableringar så fort som möjligt publiceras i tidskrifter eller görs tillgängliga på nätet. En lämplig plats är den kontrollerande myndighetens hemsida. En komplicerande faktor som man tyvärr i så fall måste ta hänsyn till är att ArtDatabanken valt att skyddsklassa fynd av en del arter, exempelvis barbastellen, vilka då måste tas bort innan publicering.

10. Behov av ny kunskap – forskning

10.1. Effekter av vindkraftverk i ”nya” miljöer

De slutsatser som vi redovisat i den här rapporten bygger på resultat från ganska få länder och miljöer. En hel del av de amerikanska uppgifterna kommer från miljöer som knappast har någon motsvarighet här i Nordeuropa, exempelvis Appalachernas skogklädda berg och den höglänta prärien i nordvästra USA. Men vi tror ändå att det går att generalisera, i varje fall inom vissa gränser. Vi kan nog räkna med att olycksrisken för fladdermöss här i Sverige blir relativt hög om vindkraftverk byggs längs kusten eller på toppen av skogklädda berg. Vi kan också räkna med att olycksfallsfrekvensen blir låg vid verk som placeras i helt öppet jordbrukslandskap i inlandet.

Däremot har vi knappast någon möjlighet att förutsäga hur fladdermöss kommer att reagera på vindkraftverk som placeras i ”nya” miljöer. Då menar vi först och främst den boreala och hemiboreala barrskogen, en miljö där effekten på fladdermöss inte har undersökts, men där flertalet nya svenska vindkraftverk antagligen kommer att byggas. Det är mycket viktigt att vi snabbt tar fram den kunskap som behövs, så att vi på effektivt sätt kan planera utbyggnaden i den här miljön. Vi behöver således först och främst undersöka olycksfrekvensen av fladdermöss vid vindkraftverk i barrskog i olika delar av landet, och hur denna varierar med topografi och förekomst av ledlinjer i närheten av verken. Som vi redan nämnt bör sådana kontrollprogram fastställas redan vid tillståndsgivningen. Det är givetvis också viktigt att resultaten blir allmänt tillgängliga.

Detsamma gäller vindkraftverk som placeras i närheten av älvar och sjöstränder. Vi vet att fladdermöss ofta följer sådana ledlinjer (Limpens & Kapteyn 1991, Furmankiewicz & Kucarska 2009), men det saknas data över dödlighet vid vindkraftverk i sådana lägen. Vi behöver i det här sammanhanget även ta reda på hur långt ett eventuellt säkerhetsavstånd mellan vindkraftverk och älv eller sjöstrand bör vara. Höjdlägen i närheten av havet eller intill de större sjöarna kan misstänkas vara riskabla för fladdermöss, men det finns inga tillgängliga data som kan bekräfta eller dementera detta. Eventuella tillstånd att placera vindkraftverk på sådana platser bör kombineras med krav på både inventering före utbyggnaden och en undersökning av effekten på fladdermöss efter byggnationen.

Det som sagts ovan gäller i viss mån även för vindkraftverk till havs. Vi vet att fladdermöss mer eller mindre regelbundet utnyttjar vindkraftverk som ligger så långt som 10 km från land (Ahlén et al. 2007, 2009). Vi vet däremot inte i vilken utsträckning fladdermöss förolyckas vid sådana verk. Precis som i barrskogen och längs älvarna vore det önskvärt att ta fram data på dödlighet, men i det här fallet är det nog ganska besvärligt.

10.2. Strategier för tillfällig avstängning av vindkraftverk

Vi behöver utarbeta strategier för tillfällig avstängning av vindkraftverk under perioder då risken är stor att fladdermöss omkommer. Man bör kunna komma fram till en lista på vilka förutsättningar som generellt skall gälla för tillfällig avstängning av verk som placerats i högrisklägen eller i lägen där vi saknar möjlighet att bedöma riskerna. För detta behövs detaljerad kunskap om vilka tider på året och på dygnet och framför allt under vilka väderförhållanden som fladdermöss lockas till vindkraftverken.

Hittills har man endast undersökt vindhastighetens effekt (Behr & Helversen 2006, Baerwald et al. 2009, Arnett et al. 2009a, 2010b), men det kan mycket väl finnas andra viktiga faktorer. Om olycksfallen är en indirekt följd av att insekter ansamlas vid kraftverk under flyttning, vilket vi har diskuterat tidigare (Rydell et al. 2010b), bör strategierna även bygga på vad vi vet om insekternas beteende. Utarbetandet av sådana avstängningsstrategier kan lämpligen kopplas ihop med forskning i syfte att mer allmänt försöka förbättra vår förståelse för vad som egentligen händer när insekter och fladdermöss samlas vid vindkraftverk.

10.3. Betydelse av vindkraftverkens konstruktion och färg

Som vi redan har sett (Avsnitt 4.1, Figur 4.1) utgör vindkraftverken tydligen en större risk för fladdermöss ju högre tornet är. Dessutom finns en effekt av rotorbladens längd. Längre rotorblad utgör en större fara, eftersom de sveper över större ytor. Men det finns även andra skillnader i verkens konstruktion som kan tänkas ha betydelse för hur farliga de är för fladdermöss. Hur många insekter som ansamlas runt kraftverkstornet kan exempelvis tänkas bero på turbulensen och ”baksuget” bakom maskinhuset. Vissa typer av verk har ett droppformat maskinhus, som rimligtvis borde generera mindre sådant baksug än andra verk, där maskinhuset slutar tvärt. Så vitt vi vet har ingen undersökt om sådana här och andra skillnader i verkens konstruktion har betydelse för hur många fladdermöss som omkommer.

Vindkraftverk i Sverige skall i princip målas i någon av tre vita eller gråvita färger (Transportstyrelsen 2010; TSFS 2010:155). Eftersom vindkraftverk är ”föremål som kan utgöra en fara för luftfarten” måste de ha en kontrasterande färg, som syns väl från luften både på dagen och på natten. Samtidigt skall vindkraftverken inte uppfattas av allmänheten som onödigt störande för landskapsbilden. Å andra sidan har vit färg den i det här sammanhanget föga önskvärda egenskapen att den attraherar insekter, i synnerhet på natten (Long et al. 2010a). Det vore antagligen bättre, sett från insekts- och fladdermusperspektiv, om vindkraftverken vore röda istället för vita. Insekternas ögon är nämligen inte är så känsliga för rött ljus, så röda kraftverk kan förväntas ha mindre attraktionskraft på insekter än vita.

Ingen har hittills undersökt om vindkraftverkens färg i praktiken påverkar hur insekter och fladdermöss reagerar. Kanske är tornets höjd och maskinhusets utformning betydligt viktigare? Det är i vilket fall som helst angeläget att ta reda på hur det förhåller sig med de här sakerna. När det gäller vilka färger som skall få användas är Transportstyrelsen skyldig att ta hänsyn till naturvårdens behov. Men behoven måste givetvis först specificeras från naturvårdens sida.

10.4. Fladdermössens populationsdynamik och flyttvägar

Det torde redan ha framgått att kunskapen om fladdermössens populationsbiologi är dålig, vilket inte bara är en svensk företeelse utan ett generellt problem. Kunskaperna behöver förbättras betydligt om vi skall kunna göra realistiska populationsmodeller. Detta är ju i sin tur en nödvändighet om man på ett trovärdigt sätt skall kunna förutsäga effekterna av ett ingrepp som medför ökad dödlighet eller minskad fekunditet. Fladdermöss är långlivade djur. Men reproduktionsframgången är samtidigt starkt beroende av vädret och skiftar kraftigt från år till år. Projekt som syftar till att klarlägga fladdermössens populationsdynamik måste därför löpa över flera år. De är således ganska dyrbara och inte särskilt attraktiva i konkurrens med forskningsprojekt där resultaten kommer snabbare.

Vi har också dålig kunskap om storleken av de svenska fladdermössens populationer. De populationsstorlekar vi använt oss av i den här rapporten (Sohlman 2008) är mycket osäkra. Detta betyder naturligtvis att de populationseffekter vi redovisat också är mycket osäkra. På det här området behövs både innovationer och hårt arbete.

Tillförlitliga bedömningar vid placeringen av vindkraftverk är beroende av att vi har goda kunskaper om var fladdermössen förekommer och hur de rör sig i landskapet. Inte minst behövs kunskaper om deras flyttvägar. Vi vet genom rätt ingående undersökningar att flyttande fladdermöss i södra Sverige sträcker längs kusterna och koncentreras vid uddar, varifrån de sträcker ut över havet (Ahlén 1997, Ahlén et al. 2007, 2009). Även på detta område behövs innovationer för att problemet skall kunna angripas på ett effektivt sätt. Hedenström (2009) har presenterat en teoretisk genomgång av fladdermössens flyttning, vilken lämpligen kan användas som utgångspunkt för grundforskning som rör detta ämne.

11. Litteratur – fladdermöss och vindkraft

- Aas, C. K. & J. van der Kooij 2007. Sannsynlig kollision mellan dvergflaggermus *Pipistrellus pygmaeus* og fly på Stavanger lufthavn. Fauna Oslo 60, 294-296.
- Ahlén, I. 1981. Identification of Scandinavian bats by their sounds. Institutionen för Viltekologi, SLU, Uppsala, Rapport 6.
- Ahlén, I. 1997. Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. Zeitschrift für Säugetierkunde 62, 375-380.
- Ahlén, I. 2002. Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. Fauna och flora 97, 14-22.
- Ahlén, I. 2003. Wind turbines and bats – a pilot study. Report to the Swedish National Energy Administration.
- Ahlén, I. 2004. Fladdermusfaunan i Sverige. Arternas utbredning och status. Kunskapsläget 2004. Fauna och flora 99, 2-11.
- Ahlén, I. 2006. Handlingsprogram för skydd av fladdermusfaunan. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5546.
<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln>
- Ahlén, I. 2008. Vindkraft – ett hot för fåglar och fladdermöss? Biodiverse 1, 1-6. <http://biodiverse.wordpress.com>
- Ahlén, I. 2010a. Vindkraft kräver hänsyn till fauna och känslig natur. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift nr 3, 2010, 22-27.
- Ahlén, I. 2010b. Nymffladdermus *Myotis alcathoe* – en nyupptäckt art i Sverige. 105, 8-15.
- Ahlén, I. 2011. Fladdermusfaunan i Sverige. Arternas utbredning och status. Kunskapsläget 2011. Fauna och flora 106, 2-19.
- Ahlén, I. & H. J. Baagøe 2001. Dvärgfladdermusen uppdelad i två arter. Fauna och flora 96, 71-78.
- Ahlén, I. & R. Gerell 1989. Distribution and status of bats in Sweden. European bat research 1987 (V. Hanák, I. Horáček & J. Gaisler, red.), sid. 319-325. Charles University Press, Prague.
- Ahlén, I., L. Bach, H. J. Baagøe & J. Pettersson 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5571. <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln>
- Ahlén, I., H. J. Baagøe & L. Bach 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy 90, 1318-1323.

Alerstam, T. 1990. Bird migration. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Altringham, J. D. 2011. Bats. From evolution to conservation.
Andra upplagan. Oxford University Press, Oxford, UK.

Animal Welfare Institute 2009. Court rules massive wind energy project
in violation of Endangered Species Act.
<http://www.awionline.org/ht/d/sp/i/16983/pid/16983>

Arlettaz, R., S. Godat & H. Meyer 2000. Competition for food by expanding
pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to
the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). Biological
Conservation 93, 55-60.

Arnett, E. B. 2006. A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat
fatalities at wind energy facilities. Wildlife Society Bulletin 34, 1440-1445.

Arnett, E. B., W. K. Brown, W. P. Erickson, J. K. Fiedler, B. L. Hamilton,
T. H. Henry, A. Jain, G. D. Johnson, J. Kerns, R. R. Koford, C. P. Nicholson,
T. J. O'Connell, M. D. Piorkowski & R. D. Tankersley 2008. Patterns of bat
fatalities at wind energy facilities in North America. Journal of Wildlife
Management 72, 61-78.

Arnett, E. B., M. Schirmacher, M. Huso & J. P. Hayes 2009a. Patterns of bat
fatalities at the Casselman Wind Project in south-central Pennsylvania. Annual
report to the Bats and Wind Energy Cooperative and the Pennsylvania Game
Commission. Bat Conservation International, Austin, Texas.
<http://www.batsandwind.org/pdf/2008%20patbatfatal.pdf>

Arnett, E. B., M. Schirmacher, M. Huso & J. P. Hayes 2009b. Effectiveness of
changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities.
Annual report to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation
International, Austin, Texas.
http://www.batsandwind.org/pdf/Curtailment_2008_Final_Report.pdf

Arnett, E. B., M. M. P. Huso, J. P. Hayes & M. Schirmacher 2010a.
Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at
wind facilities. A final report to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat
Conservation International, Austin, Texas. [http://www.batsandwind.org/pdf/
Curtailment%20Final%20Report%205-15-10%20v2.pdf](http://www.batsandwind.org/pdf/Curtailment%20Final%20Report%205-15-10%20v2.pdf)

Arnett, E. B., M. M. P. Huso, M. R. Schirmacher & J. P. Hayes 2010b.
Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities.
Frontiers in Ecology and the Environment doi:10.1890/100103.

Baagøe, H. J. 1986. Summer occurrence of *Vespertilio murinus* (Linne - 1758)
and *Eptesicus serotinus* (Schreber - 1780) (Chiroptera, Mammalia) on
Zealand, Denmark, based on records of roosts and registrations with bat
detectors. Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien 88/89B, 281-291.

Baagøe, H. J. 1987. The Scandinavian bat fauna: adaptive wing morphology and free flight in the field. Recent advances in the study of bats (M. B. Fenton, P. A. Racey & J. M. V. Rayner, red.) sid. 57-74. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Baagøe, H. J. 2001. Danish bats (Mammalia: Chiroptera): Atlas and analysis of distribution, occurrence, and abundance. *Steenstrupia* 26, 1-117.

Baagøe, H. J. & B. Jensen 1973. The spread and present occurrence of the serotine (*Eptesicus serotinus*) in Denmark. *Periodicum Biologorum* 75, 107-109.

Bach, L. & P. Bach 2010. Monitoring der Fledermausaktivität im Windpark Cappel-Neufeld Endbericht 2009. Report to WWK, Warendorf.

Bach, L. & I. Niermann 2011. Monitoring der Fledermausaktivität im Windpark Langwedel. Endbericht 2010. Report to PNE Wind AG, Cuxhaven.

Bach, L., R. Brinkmann, H. Limpens, U. Rahmel, M. Reichenbach & A. Roschen 1999. Bewertung und planerische Umsetzung von Fledermausdaten im Rahmen der Windkraftplanung. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 4, 162-170.

Bach, L., P. Bach, A. Helge, K. Maatz, V. Schwarz, M. Teuscher & J. Zöller 2009. Fledermauszug auf Wangerooge – erste Ergebnisse aus dem Jahr 2008. *Natur- und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat)* 8, 10-12.

Baerwald, E. F. & R. M. R. Barclay 2009. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. *Journal of Mammalogy* 90, 1341-1349.

Baerwald, E. F., G. H. D'Amours, B. J. Klug & R. M. R. Barclay 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18, R695-696.

Baerwald, E. F., J. Edworthy, M. Holder & R. M. R. Barclay 2009. A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Management* 73, 1077-1081.

Barbour, R. W. & W. H. Davis 1969. *Bats of America*. The University Press of Kentucky, Lexington, Kentucky.

Barclay, R. M. R. 1982. Interindividual use of echolocation calls: eavesdropping by bats. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10, 271-275.

Barclay, R. M. R. & L. D. Harder 2003. Life histories of bats: life in the slow lane. *Bat Ecology* (T. H. Kunz & M. B. Fenton, red.) sid. 246-253. University of Chicago Press, Chicago.

Barclay, R. M. R., E. F. Baerwald & J. C. Gruver 2007. Variation in bird and bat fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85, 381-387.

Behr, O. & O. von Helversen 2005. Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch einen Windkraftstandort. Endbericht. Report to Windpark Kempfenbühl/Schlossbühl bei Lahr im Schwarzwald 2004 und 2005.

Behr, O. & O. von Helversen 2006. Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch bestehende Windkraftanlagen. Wirkungskontrolle zum Windpark "Roskopf" (Freiburg i Br.) im Jahr 2005. Report to Regiowind GmbH & Co., Freiburg.

Behr, O., D. Glaubitz, U. Marckmann, H. Mette-Christ, K. Moch, M. Reisinger & V. Runkel 2006. Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch bestehende Windkraftanlagen. Wirkungskontrolle zum Windpark "Ittenschwander Horn" (Freiburg i Br.). Report to Windpark Fröhd GmbH & Co. KG.

Behr, O., D. Eder, U. Marckmann, H. Mette-Christ, N. Reisinger, V. Runkel & O. von Helversen 2007. Akustisches Monitoring in Rotorbereich von Windenergieanlagen und Methodische Probleme beim Nachweis von Fledermaus-Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. *Nyctalus* (N.F.) 12, 115-127.

Bioscan (UK) Ltd. 2008. Avian fatality study at Coldham 1 wind farm, Cambridgeshire. Report Bioscan (UK) No. E1424monR1.

Blank, H., J. de Jong & B. Lind 2008. Fladdermusfaunan i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2008:33.

Brinkmann, R., H. Schauer-Weissahn & F. Bontadina 2006. Untersuchungen zu möglichen betriebsbedingten Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Fledermäuse im Regierungsbezirk Freiburg. Report to Regierungspräsidium Freiburg – Referat 56 Naturschutz und Landschaftspflege. <http://www.rp-freiburg.de/servlet/PB/show/1158478/rpf-windkraft-fledermaeuse.pdf>

Brown, W. K. & B. L. Hamilton 2004. Bird and bat monitoring at the McBride Wind Farm, Alberta 2003-2004. Report to Vision Quest Windelectric Inc., Calgary AB September 2004.

Brown, W. K. & B. L. Hamilton 2006a. Bird and bat interactions with wind turbines at Castle River Wind Farm, Alberta 2001-2002. Report to Vision Quest Windelectric Inc., Calgary AB July 2006.

Brown, W. K. & B. L. Hamilton 2006b. Monitoring of bird and bat collisions with wind turbines at the Summerview Wind Power Project, Alberta 2005-2006. Report to Vision Quest Windelectric Inc., Calgary AB September 2006.

BWEC 2011. Operational mitigation and deterrent studies. Bats and Wind Energy Cooperative e-Newsletter v. 8 February 2011.

- Collins, J. & G. Jones 2009. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. *Acta Chiropterologica* 11, 343-350.
- Corten, G. P. & H. F. Veldkamp 2001. Insects can halve wind-turbine power. *Nature* 412, 42-43.
- Chapman, J.W., D. R. Reynolds, H. Mouritsen, J. K. Hill, J. R. Riley, D. Sivell D, A. D. Smith & I. P. Woiwod 2008. Wind selection and drift compensation optimize migratory pathways in a high-flying moth. *Current Biology* 18, 514-518.
- Collins, J. & G. Jones. 2009. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. *Acta Chiropterologica* 11, 343-350.
- Crawford, R. L. & W. W. Baker 1981. Bats killed at a north Florida television tower: a 25 year record. *Journal of Mammalogy* 84, 651-652.
- Cryan, P. M. 2008. Mating behaviour as a possible cause of bat fatalities at wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72, 845-849.
- Cryan, P. M. & R. M. R. Barclay 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90, 1330-1340.
- Cryan, P. M. & A. C. Brown 2007. Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. *Biological Conservation* 139, 1-11.
- Dietz, C., O. von Helvesen & D. Nill 2007. *Die Fledermäuse Europas und Nordafrikas*. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.
- Dietz, C., O. von Helvesen & D. Nill 2009. *Bats of Britain, Europe and northwest Africa*. A&C Black, London.
- Dulac, P. 2008. Evaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris. Bilan de 5 années de suivi. Ligue pour la Protection des Oiseaux délégation Vendée/ADEME Pays de la Loire, Nantes. <http://www.wind-watch.org/documents/wp-content/uploads/bouin-vendee-avifaune-chauvesouris.pdf>
- Dürr, T. 2009. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. E-mail: tobias.duerr@lua.brandenburg.de
- Dzal, Y., L. A. Hooton, E. L. Clare & M. B. Fenton 2009. Bat diversity and genetic diversity at Long Point, Ontario, an important bird stopover site. *Acta Chiropterologica* 11, 307-315.
- Eklöf, J. 2003. Vision in echolocating bats. Doktorsavhandling, Zoologiska Institutionen, Göteborgs Universitet.

- Endl, P., U. Engelhart, K. Seiche, S. Teufert & H. Trapp 2004. Verhalten von Fledermäuse und Vögel an ausgewählten Windkraftanlagen. Landkreis Bautzen, Kamenz, Löbau-Zittau, Niederschlesischer Oberlausitzkreis, Stadt Görlitz, Freistadt Sachsen. Report to Staatliches Umweltfachamt Bautzen.
- Erickson, W. P., G. D. Johnson, M. D. Strickland & K. Kronner 2000. Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon 1999 study year. Final report. Prepared for Umatilla County Department of Resource Services and Development, Pendleton, OR. Western Ecosystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.
- Erickson, W. P., J. Jeffrey, K. Kronner & K. Bay 2003a. Stateline Wind project wildlife monitoring annual report, results for the period July 2001–December 2002. Technical report prepared for FPL Energy, The Oregon Office of Energy, and the Stateline Technical Advisory Committee: Western Ecosystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.
- Erickson, W. P., P. B. Gritski & K. Kronner 2003b. Nine Canyon Wind Power Project avian and bat monitoring annual report. Technical report submitted to Energy Northwest and the Nine Canyon Technical Advisory Committee. Western Ecosystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.
- EWEA. 2008. Pure power. Wind energy scenarios up to 2030. European Wind Energy Association, Bryssel.
- Fiedler, J. K., T. H. Henry, R. D. Tankersley & C. P. Nicholson 2007. Results of bird and bat mortality monitoring at the expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005. Report prepared by the Tennessee Valley Authority June 2007.
- Furmankiewicz, J. & M. Kucharska 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90, 1310-1317.
- Gaisler, J., Z. Reháč & T. Bartonicka 2009. Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica* 54, 147-155.
- Gelder, R. G. van 1956. Echolocation failure in migratory bats. *Transactions of the Kansas Academy of Sciences* 59, 220-222.
- Gerell, R. & K. Lundberg 1985. Stort musöra (*Myotis myotis* Borkhausen, 1797), ny fladdermusart i Sverige. *Fauna och flora* 80, 144-146.
- Gerell, R., A. Ivarsson & K. Lundberg 1983. Sydfladdermus *Eptesicus serotinus* Schreber 1774, ny fladdermusart i Sverige. *Fauna och flora* 78, 38-40.
- Gärdenfors, U. (red.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Göbel, H. & M. Götsche 2005. Windkraftanlagen und Fledermäuse. Report to Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz und Forschung in Schleswig-Holstein.
- Götsche, M. & H. Göbel 2007. Teichfledermaus (*Myotis dasycneme*) als Kollisionsopfer an einer Windenergieanlage. *Nyctalus (N.F.)* 12, 277-281.

- Grünkorn, T., A. Diederichs, B. Stahl, D. Dörte & G. Nehls 2005. Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Report to Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/wea/voegel_wea.pdf
- Grünwald, T. & F. Schäfer 2007. Aktivität von Fledermäusen im Rotorbereich von Windenergieanlagen an bestehenden WEA in Südwestdeutschland. *Nyctalus* (N.F.) 12: 182-198.
- Haffner, M. & H. P. Stutz 1985. Abundance of *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus kuhlii* foraging at street-lamps. *Myotis* 23/24, 167-172.
- Heise, G. 1989. Ergebnisse reproduktionsbiologischer Untersuchungen am Abendsegler (*Nyctalus noctula*) in der Umgebung von Prenzlau/Uckermark. *Nyctalus* (N.F.) 3, 17-32.
- Heise, G. & T. Blohm 2003. Zur Altersstruktur weiblicher Abendsegler (*Nyctalus noctula*) in der Uckermark. *Nyctalus* (N.F.) 9, 3-13.
- Haensel, J. & W. Rackow 1996. Fledermäuse als Verkehrsoffer – ein neuer Report. *Nyctalus* (N.F.) 6, 29-47.
- Hedenström, A. 2009. Optimal migration strategies in bats. *Journal of Mammalogy* 90, 1298-1309.
- Hemmingsen, A. M. 1922. Flagermusenes natlige lyde i København. *Naturens Verden* 6, 21-22.
- Horn, J. W., E. B. Arnett & T. H. Kunz 2008a. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72, 123-132.
- Horn, J. W., E. B. Arnett, M. Jensen & T. H. Kunz 2008b. Testing the effectiveness of an experimental acoustic bat deterrent at the Maple Ridge wind farm. Report to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International, Austin, Texas.
<http://www.batsandwind.org/pdf/2007ThermalImagingFinalReport.pdf>
- Howe, R. W., W. Evans & A. T. Wolf 2002. Effects of wind turbines on birds and bats in northeastern Wisconsin. Wisconsin Public Service Corporation, Madison, Wisconsin.
- Huso, M. M. P. 2010. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*, doi: 10.1002/env.
- Huso, M. M. P., Z. Wilson & E. B. Arnett 2011. Expanding fatality estimates from the search plot to the entire site. Proceedings. Conference on wind energy and wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway (R. May & K. Bevanger, red.) s. 29. NINA Report 693.
- Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues 2005. Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Bonn 28, 1-176.

- Ibáñez C, J. Juste, J. L. Garcia-Mudarra & P. T. Agirre-Mendi 2001. Bat predation on nocturnally migrating birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 98, 9700-9702.
- Jain, A., P. Kerlinger, R. Curry & L. Slobodnik 2007. Annual report to the Maple Ridge Wind Power Project post-construction bird and bat fatality study 2006. Report to PPM Energy and Horizon Energy. Curry & Kerlinger LCC, Cape May Point, New Jersey. http://www.wind-watch.org/documents/wp-content/uploads/maple_ridge_report_2006.pdf
- Jain, A., P. Kerlinger, R. Curry, L. Slobodnik & M. Lehman 2009. Annual report for the Maple Ridge Wind Power Project post-construction bird and bat fatality study 2008. Report to Iberdrola Renewables Inc. and Horizon Energy and Technical Advisory Committee for the Maple Ridge Project Study. Curry & Kerlinger LCC, Cape May Point, New Jersey. http://www.batsandwind.org/pdf/Jain_2009b.pdf
- James, R. D. 2002. Bird observations at the Pickering Wind Turbine. *Ontario Birds* 21, 84-97.
- Jarzembowski, T. 2003. Migration of Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* (Vespertilionidae) along the Vistula Split. *Acta Theriologica* 48, 301-308.
- Johnson, G. D., W. P. Erickson & M. D. Strickland 2003a. Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. *American Midland Naturalist* 150, 332-342.
- Johnson, G. D., W. P. Erickson & J. White 2003b. Avian and bat mortality at the Klondike, Oregon Phase I Wind Plant, Sherman County, Oregon. Technical report prepared for Northwestern Wind Power. Western EcoSystems Technology Inc., Cheyenne, Wyoming.
- Johnson, G. D., M. K. Perlik, W. P. Erickson & M. D. Strickland 2004. Bat activity, composition and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 32, 1278-1288.
- Jones, G. & J. Rydell 2003. Attack and defence: Interactions between echolocating bats and their insect prey. *Bat ecology* (T. H. Kunz & M. B. Fenton, red.), sid. 301-345. University of Chicago Press, Chicago.
- Jong, J. de & I. Ahlén 1991. Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, central Sweden. *Holarctic Ecology* 14, 92-96.
- Kerlinger, P. 2002. An assessment of the impacts of Green Mountain Power Corporation's wind power facility on breeding and migrating birds in Searsburg, Vermont. Report no. NREL/SR-500-28591, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado.
- Kerlinger, P., R. Curry, L. Culp, A. Jain, C. Wilkerson, B. Fisher & A. Hasch 2006. Post-construction avian and bat fatality monitoring study for the High Winds Wind Power Project Solano County, California. Two-year report April 2006.

Kerns, J. & P. Kerlinger, P. 2004. A study of bird and bat collision fatalities at the Mountaineer Wind Energy center, Tucker County, West Virginia. Annual report to FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee. <http://www.wvhighlands.org/Birds/MountaineerFinalAvianRpt-%203-15-04PKJK.pdf>

Kerns, J., W. P. Erickson & E. B. Arnett 2005. Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia. Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. A final report to the Bats and Wind Energy Cooperative (E. B. Arnett, red.), sid. 24.-95. Bat Conservation International, Austin, Texas. www.batcon.org/windliterature

Kiefer, A., H. Merz, W. Rackow, H. Roer & D. Schlegel 1995. Bats as traffic casualties in Germany. *Myotis* 32/33, 215-220.

Koford, R., A. Jain, G. Zenner & A. Hancock 2004. Avian mortality associated with the Top of Iowa wind farm - Progress Report Calendar Year 2003. Iowa State University.

Kokurewicz, T. 1994. Increased population of Daubenton's bat (*Myotis daubentoni* (Kuhl, 1819))(Chiroptera: Vespertilionidae) in Poland. *Myotis* 32/33, 155-161.

Kronwitter, F. 1988. Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, *Nyctalus noctula* Schreb., 1774 (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radio tracking. *Myotis* 26, 23-85.

Kunz, T. H. & M. B. Fenton (red.) 2003. *Bat Ecology*. Chicago University Press, Chicago.

Kunz, T. H., E. B. Arnett, W. P. Erickson, A. R. Hoar, G. D. Johnson, R. P. Larkin, M. D. Strickland, R. W. Thresher & M. D. Tuttle 2007a. Ecological impacts of wind energy development on bats; questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 315-324.

Kunz, T. H., E. B. Arnett, B. M. Cooper, W. P. Erickson, R. P. Larkin, T. Mabee, M. L. Morrison, M. D. Strickland & J. M. Szwczak 2007b. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. *Journal of Wildlife Management* 71, 2449-2486.

Kusenbach, J. 2004. Abschlussbericht zum Werkvertrag Erfassung von Fledermaus- und Vogeltotfunden unter Windenergieanlagen an ausgewählten Standorten in Thüringen. Umweldprojekt- und Dienstleistungsgesellschaft mbH (UPD GmbH), Erfurt.

Lesinski, G. 2007. Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia* 71, 138-142.

- Lesinski, G. 2008. Linear landscape elements and bat casualties on roads – an example. *Annales Zoologici Fennici* 45, 277-280.
- Leuzinger, Y., A. Lugon & F. Bontadina 2008. Eoliennes en Suisse. Mortalité de chauves-souris. Report to l'OFEV et l'OFEN.
<http://www.bafu.admin.ch/landschaft/00522/01659/index.html?lang=fr>
- Lazarevic, L., D. Harrison, D. Southee, M. Wade & J. Osmond. 2008. Wind farm and fauna interaction: detecting bird and bat wing beats through cyclic motion analysis. *International Journal of Sustainable Engineering* 1, 60-68.
- Limpens, H. J. G. A. & K. Kapteyn 1991. Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis* 29, 39-48.
- Long, C. V., J. A. Flint, P. A. Lepper & S. A. Dible 2009. Wind turbines and bat mortality: interactions of bat echolocation pulses with moving turbine rotor blades. *Proceedings of the Institute of Acoustics* 31, 185-192.
- Long, C. V., J. A. Flint & P. A. Lepper. 2010a. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research*. doi: 10.1007/s10344-010-0432-7.
- Long, C. V., J. A. Flint & P. A. Lepper 2010b. Wind turbines and bat mortality: Doppler shift profiles and ultrasonic bat-like pulse reflection from moving turbine blades. *Journal of the Acoustical Society of America* 128, 2238-2245.
- Lundberg, K. & R. Gerell 1986. Territorial advertisement and mate attraction in the bat *Pipistrellus pipistrellus*. *Ethology* 71, 115-124.
- McCracken G. F, E. H. Gillam, J. K. Westbrook, Y. Lee, M. L. Jensen & B. B. Balsley 2008. Brazilian free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*: Molossidae, Chiroptera) at high altitude: links to migratory insect populations. *Integrative and Comparative Biology* 48, 107-118.
- Naturvårdsverket 2009. Handbok för artskyddsförordningen del 1 – fridlysning och dispenser. Handbok 2009:2. Naturvårdsverket, Stockholm.
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0160-5.pdf>.
- Nicholls, B. & P. A. Racey 2007. Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines? *PloS ONE* 2, e297.
- Nicholls, B. & P. A. Racey 2009. The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats – a possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. *PloS ONE* 4, e2646.
- Nicholson, C. P. 2003. Buffalo Mountain windfarm bird and bat monitoring report: October 2001-September 2002. Tennessee Valley Authority, Knoxville.
- Nilsson, S. 1847. Skandinavisk fauna. Däggdjuren. Uppl. 2. Lund.
- Norberg, U. M. 1990. Vertebrate flight. Springer, Berlin.

- Osborn, R. G., K. F. Higgins, C. D. Dieter & R. E. Usgaard. 1996. Bat collisions with wind turbines in southwestern Minnesota. *Bat Research News* 37, 105-109.
- Petersons, G. 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41/42, 29-56.
- Podlutzky, A. J., A. M. Khritankov, N. O. Ovodov & S. N. Austad. 2005. A new field record for bat longevity. *Journal of Gerontology* 60A, 1366-1368.
- Popa-Lisseanu, A. G, A. Delgado-Huertas, M. G. Forero, A. Rodrigues, R. Arlettaz & C. Ibáñez 2007. Bats' conquest of a formidable foraging niche: the myriads of nocturnally migrating songbirds. *PloS ONE* 2, e205. doi:10.1371/journal.pone.0000205
- Pye, J. D. 1971. Bats and fog. *Nature* 229, 572-574.
- Rahmel, U., L. Bach, R. Brinkmann, C. Dense, H. Limpens, G. Mäscher, M. Reichenbach & A. Roschen 1999. Windkraftplanung und Fledermäuse – Hinweise zur Erfassungsmethodik. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 4, 155-161.
- Reynolds, D. R., A. D. Smith & J. W. Chapman 2008. A radar study of emigratory flight and layer formation at dawn over southern Britain. *Bulletin of Entomological Research* 98, 35-52.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin & C. Harbusch 2008. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats publication series No. 3. UNEP/Eurobats Secretariat, Bonn. <http://www.eurobats.org>
- Ryberg, O. 1947. Studies on bats and bat parasites. *Svensk Natur*, Stockholm.
- Rydell, J. 1992a. Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology* 6, 744-750.
- Rydell, J. 1992b. Occurrence of bats in northernmost Sweden (65°N) and their feeding ecology in summer. *Journal of Zoology London* 227, 517-529.
- Rydell, J. 2005. Bats and their insect prey at streetlights. *Ecological consequences of artificial night lighting* (C. Rich & T. Longcore red.) sid. 43-60. Island Press, New York.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström 2010a. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12, 261-274. doi:10.3161/150811010X537846.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56, 823-827. doi: 10.1007/s10344-010-0444-3.

- Schmidt, A. 1984. Zu einigen Fragen der populationsökologie der Rauhhaufledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling und Blasius, 1839). *Nyctalus* (N.F.) 2, 37-58.
- Schmidt, A. 2000. 30-jährige Untersuchungen in Fledermauskastengebieten Ostbrandenburgs unter besonderer Berücksichtigung von Rauhhaufledermaus (*Pipistrellus nathusii*) und Abendsegler (*Nyctalus noctula*). *Nyctalus* (N.F.) 7, 396-422.
- Seiche, K. 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen 2006. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie. <http://www.smul.sachsen.de/lfug>
- Siegel, S. 1956. Non-parametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill, New York.
- Slater, F. M. 2002. An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3, 33-42.
- Sluiter, J. W. & P. F. van Heerdt 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Archieve Neerlandaise de Zoologie* 16, 423-439.
- Sohlman, A. 2008. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – tillståndet i Sverige 2007. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- SVA 2010. Om rabies hos svenska fladdermöss. Statens Veterinärmedicinska Anstalt PM. <http://www.sva.se/upload/pdf/Djurhalsa/Epizootier/PM-fladdermusrabies.pdf>
- Taylor, L. R. 1974. Insect migration, flight periodicity and the boundary layer. *Journal of Animal Ecology* 43, 225-238.
- Temple, H. J. & A. Terry 2007. The status and distribution of European mammals. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European_mammals.pdf
- Thompson, M. J. A. 1987. Longevity and survival of female pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) on the Vale of York, England. *Journal of Zoology London* 211, 209-212.
- Transportstyrelsen 2010. Nya regler om markering av föremål som kan utgöra en fara för luftfarten. <http://www.transportstyrelsen.se/sv/Regler/Regler-for-luftfart/Nyaar> (8 okt 2010).
- Trapp, H., D. Fabian, F. Förster & O. Zinke 2002. Fledermausverluste im eimen Windpark der Oberlausitz. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 44, 53-56.

- Traxler, A., S. Wegleitner & H. Jaklitsch 2004. Vogelschlag, Meideverhalten & Habitatnutzung an bestehenden Windkraftanlagen Prellenkirchen - Obersdorf – Steinberg/Prinzendorf. Report for WWS Ökoenergie, WEB Windenergie, evn Naturkraft, IG Windkraft und dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung.
<http://www.igwindkraft.at/redsystem/mmedia/2005.04.15/1113566866.pdf>
- TRC 2008. Post-construction avian and bat fatality monitoring and grassland bird displacement surveys at the Judith Gap Wind Energy Project Wheatland County, Montana. Report for Judith Gap Energy, LLC. Chicago, Illinois. TRC Environment Corporation, Laramie, Wyoming.
- Walter, G., H. Matthes & M. Joost 2004. Fledermausnachweise bei Offshore-Untersuchungen im Berich von Nord- und Ostsee. Natur und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat) 3, 8-12.
- Waters, D. A., J. Rydell & G. Jones 1995. Echolocation call design and limits on prey size: a case study using the aerial-hawking bat *Nyctalus leisleri*. Behavioral Ecology and Sociobiology 37, 321-328.
- Westbrook, J. K. 2008. Noctuid migration in Texas within the nocturnal aeroecological boundary layer. Integrative and Comparative Biology 48, 99-106.
- Winkelmann, J. E. 1989. Vogels e het windpark nabij Urk (NOP): aanvarings slachtoffersen verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15: 169 pp.
- Wood, C. R., S. J. Clark, J. F. Barlow & J. W. Chapman 2010. Insect migration at high-altitudes: a systematic study of the meteorological conditions correlated with nocturnal layers in the UK. Agriculture and Forest Entomology 12, 113-121.
- Young, D. P. Jr., W. P. Erickson, R. E. Good, M. D. Strickland & G. D. Johnson 2003. Avian and bat mortality associated with the initial phase of the Foote Creek Rim Windpower Project, Carbon County, Wyoming: November 1998-June 2003. Technical report prepared for Pacific Inc., SeaWest Windpower Inc. and Bureau of Land Management, Rawlins, WY. Western EcoSystems Technology Inc, Cheyenne, Wyoming.
- Zehnder S, S. Åkesson, F. Liehti & B. Bruderer 2001. Nocturnal autumn bird migration at Falsterbo, south Sweden. Journal of Avian Biology 32, 239-248.
- Zingg, P. E. 1994. Neue Vorkommen der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus* Schreber, 1774) im Berner Oberland. Mitteilungen des Naturwissenschaftlges Gesellschaft in Thun 1994, 121-132.

Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss

RAPPORT 6467

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6467-9
ISSN 0282-7298

En syntesrapport

JENS RYDELL, HENRI ENGSTRÖM, ANDERS HEDENSTRÖM,
JESPER KYED LARSEN, JAN PETTERSSON & MARTIN GREEN

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Att vindkraftverk kan utgöra en fara för fåglar och fladdermöss har varit känt de senaste årtiondena. Omfattningen av riskerna har däremot varit mindre känd. Rapporten sammanfattar den forskning från Europa och USA som hittills har gjorts på området. Det viktigaste är att vindkraftverken placeras rätt, och med kunskap om fåglarna och fladdermössens beteende kan riskerna minimeras. Rapporten innehåller kunskap som handläggare på länsstyrelser och kommuner, beslutsfattare samt projektörer behöver för att kunna göra väl avvägda bedömningar för en hållbar vindkraftutbyggnad på land och till havs. Det finns beskrivning av vilka typer av miljöer som bör undvikas, vad som är viktigt att tänka på inför tillståndsgivning, samt vilka arter som kan påverkas i olika områden. Läsningen innefattar även artfakta med genomgång av arter som kan påverkas negativt av vindkraftverk.

Kunskapsprogrammet Vindval samlar in, bygger upp och sprider fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar, synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft. Vindval styrs av en programkommitté med representanter från Boverket, Energimyndigheten, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och vindkraftbranschen.

