

# Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss

Uppdaterad syntesrapport 2017

JENS RYDELL, RICHARD OTTVALL, STEFAN PETTERSSON OCH MARTIN GREEN

RAPPORT 6740 • MAJ 2017



# Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss

Uppdaterad syntesrapport 2017

av Jens Rydell, Richard Ottvall,  
Stefan Pettersson\* och Martin Green

Biologiska Institutionen, Lunds Universitet,  
\*Enviro Planning, Göteborg

#### **Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

#### **Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 16 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6740-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017

Omslagsfoto: Jens Rydell (fladdermus),

Anders Hedenström (tornseglare)



## Förord

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och förmedla vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö.

Programmets två första etapper 2005–2014 resulterade i ett 30-tal forskningsrapporter samt fyra så kallade syntesarbeten. I syntesrapporterna sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden: Människors intressen, fåglar och fladdermöss, marint liv och däggdjur på land. Resultaten har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

I Vindvals tredje etapp, som inleddes 2014 och pågår till 2018, ingår även att förmedla erfarenheter och ny kunskap från parker som är i drift. Resultat från programmet ska också komma till användning i tillsyn och kontrollprogram samt myndigheters vägledning.

Liksom tidigare ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat. Den här rapporten har skrivits av Jens Rydell, Richard Ottvall, Stefan Pettersson\* & Martin Green Biologiska Institutionen, Lunds Universitet. \*Enviro Planning, Göteborg.

Författarna svarar för eventuella slutsatser och rekommendationer.

Vindval i maj 2017



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	3
<b>SAMMANFATTNING</b>	7
<b>SUMMARY</b>	12
<b>INTRODUKTION</b>	17
<b>A. FÅGLAR</b>	19
<b>1. INLEDNING</b>	20
1a. Kunskapsläget 2011	20
<b>2. METODER</b>	22
<b>3. UPPDATERING AV KUNSKAPSLÄGET</b>	24
3a. Dödlighet vid vindkraftverk och dess variation	24
3b. Förlust av livsmiljö – undvikande och andra beteenden	28
3c. Barriäreffekter	29
3d. Marina parker	30
3e. Lommar	31
3f. Svanar, gäss och tranor	33
3g. Havsörn	34
3h. Kungsörn	36
3i. Övriga rovfåglar	37
3j. Hönsfåglar	38
3k. Vadare	40
3l. Nattskärra	41
3m. Populationspåverkan (Kumulativ påverkan)	44
3n. Skyddsåtgärder – generellt	45
3o. Automatisk tillfällig avstängning eller <i>Smarta vindkraftverk</i>	47
3p. Skyddsavstånd till känsliga fågelförekomster – generellt	49
3q. Lommar – skyddsavstånd	51
3r. Andfåglar – skyddsavstånd	52
3s. Kungsörn – skyddsavstånd	52
3t. Havsörn – skyddsavstånd	58
3u. Övriga medelstora och stora rovfåglar – skyddsavstånd	58
3v. Jaktfalk – skyddsavstånd	60
3w. Pilgrimsfalk – skyddsavstånd	60
3x. Tjäder och orre – skyddsavstånd	61
3y. Vadare – skyddsavstånd	61
3z. Måsar, trutar och tärnor – skyddsavstånd	62
3å. Berguv – skyddsavstånd	62
3ä. Nattskärra – skyddsavstånd	62
3ö. Bortom platsspecifika bedömningar och åtgärder	63

<b>4.</b>	<b>GENOMGÅNG OCH UTVÄRDERING AV SVENSKA KONTROLL- OCH UPPFÖLJNINGSPROGRAM</b>	65
4a.	Genomförda och pågående program	65
4b.	Eftersök av döda fåglar	69
4c.	Lokala fågeltätheter	70
4d.	Aktivt flyttande fåglar	72
<b>5.</b>	<b>FÖRSLAG TILL NYA RIKTLINJER</b>	74
5a.	Utvärdering av metodik som använts 2001–2016	74
5b.	Kontrollprogram: funktion och utformning	74
5c.	Kontrollprogrammets utförande	75
<b>6.</b>	<b>TACK</b>	78
<b>7.</b>	<b>REFERENSER</b>	79
7a.	Vetenskapligt granskade artiklar, rapporter, böcker och liknande	79
7b.	Övriga rapporter, populärartiklar och liknande	85
<b>B.</b>	<b>FLADDERMÖSS</b>	89
<b>1.</b>	<b>INLEDNING</b>	90
<b>2.</b>	<b>METODIK</b>	91
<b>3.</b>	<b>UPPDATERING AV KUNSKAPSLÄGET</b>	92
3a.	Dödlighet vid vindkraftverk och dess variation	92
3b.	Varför fladdermöss dödas vid vindkraftverk	93
3c.	Små och stora vindkraftverk	95
3d.	Påverkan på populationer	95
3e.	Skyddsåtgärder	97
<b>4.</b>	<b>GENOMGÅNG OCH UTVÄRDERING AV SVENSKA KONTROLL- OCH UPPFÖLJNINGSPROGRAM</b>	99
4a.	Genomförda program	99
4b.	Eftersök	103
4c.	Mätning av aktivitet med ultraljudsdetektor	106
4d.	Marina vindparker	113
4e.	Norra Sverige	113
<b>5.</b>	<b>FÖRSLAG TILL NYA RIKTLINJER</b>	114
5a.	Behovet av förundersökningar	114
5b.	Utvärdering av metodik	115
5c.	Stoppreglering	116
5d.	Kontroll- och uppföljningsprogrammets funktion och utformning	117
5e.	Programmets genomförande	117
<b>6.</b>	<b>TACK</b>	120
<b>7.</b>	<b>REFERENSER</b>	121
7a.	Vetenskapligt granskade artiklar, rapporter, böcker och liknande	121
7b.	Övriga rapporter, populärartiklar och liknande	127

# Sammanfattning

1. Sedan den första syntesrapporten om vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss publicerades 2011 har en hel del ny och viktig kunskap tagits fram både internationellt och i Sverige. Den här rapporten är en sammanställning av internationell forskning under senare år samt av de svenska kontroll- och uppföljningsprogram som genomförts fram till 2015/2016. Rapporten är en uppdatering av den tidigare syntesrapporten.
2. Nya resultat befäster i stort sett slutsatserna från den första syntesrapporten 2011 när det gäller fåglar. När det gäller fladdermöss visar ny kunskap å ena sidan att vindkraften är ett större problem än vad vi trodde för fem år sedan. Å andra sidan har nya metoder för att begränsa skadorna hunnit utvecklas och testas så att vi nu kan hantera problemet bättre.
3. Vindkraft är generellt sett ett större problem för fladdermöss än för fåglar. Detta beror dels på att fler fladdermöss dödas, men också på att dödligheten koncentreras till några få arter som därmed riskerar att påverkas kraftigt. Samtidigt kan vindkraft också innebära problem för, och populationspåverkan på, vissa typer av fåglar. Gemensamt för de fåglar och fladdermöss där det finns risk för negativ påverkan på populationsstorlekar är att de har låg reproduktionspotential, vilket innebär att de kan förväntas få svårt att kompensera för en kraftigt ökad dödlighet.
4. Genomsnittsvärden för antalet dödade fåglar per vindkraftverk och år ligger även efter nya och mer detaljerade undersökningar kvar på mellan fem och tio per kraftverk och år. Vindkraftverkens läge har ofta betydelse för hur många fåglar som dödas. Medan vissa verk dödar mycket få fåglar, kan andra orsaka upp till ca 60 fåglars död per år. Än så länge finns endast en enda svensk studie som genomförts så pass noggrant att det går att beräkna den årliga dödligheten. Denna gjordes vid Näsudden på Gotland, ett mycket fågelrikt område, och visar inte helt oväntat på en dödlighet som ligger klart högre än i medelfallet. Miljön där vindkraftverken står är av betydelse för hur många fåglar som dödas och allra högst dödlighet har funnits i anslutning till våta miljöer, såsom vid Näsudden. Det har inte kommit någon ny faktabaserad kunskap om dödligheten vid marina vindkraftverk, vare sig för fåglar eller för fladdermöss.
5. Fågeldödligheten ökar med verkens storlek, ett resultat som visats internationellt och som stöds av studierna på Näsudden. Sett i förhållande till installerad effekt och producerad mängd el minskar dock dödligheten med ökande verksstorlek. Då det dessutom behövs färre nya, stora verk jämfört med gamla, små verk för att producera samma mängd el kan man minska den totala dödligheten per anläggning samtidigt som elproduktionen ökas. Detta blev fallet vid Näsudden när man bytte ut äldre verk mot nya. Om effekten blir densamma när det gäller fladdermöss har inte undersökts.



6. Alla typer av flygande fåglar kan dödas vid vindkraftverk, inga är immuna. Fågeldödlichkeit förekommer också vid alla platser där vindkraftverk av de typer vi använder idag finns. Det finns sannolikt inga platser där dödlighet aldrig förekommer. De allra flesta fåglar som dödas av vindkraftverk är vanliga småfåglar. Rovfåglar, måsar, trutar och hönsfåglar dödas i högre omfattning än förväntat i förhållande till populationsstorlekarna. Förhållandevis få svanar, gäss och tranor förolyckas, troligen eftersom dessa grupper uppvisar starka undvikandebeteenden. Relativt få fåglar förolyckas under aktiv flyttningssflykt. Dödligheten är generellt högre för fåglar som vistas i ett område under längre tid såsom under häckning, övervintring eller rastning under flyttningstid.
7. De siffror på dödlighet av fladdermöss vid vindkraftverk som presenterades 2011 var för låga. Nya undersökningar i Europa och Nordamerika har visat att i genomsnitt dödar varje vindkraftverk 10–15 fladdermöss per år. Vi har fortfarande inga jämförbara siffror från Sverige, men preliminära resultat från en vindpark i Halland visar på fem dödsfall per kraftverk och år på den platsen.
8. Dödlighet av fladdermöss vid vindkraftverk är nästan helt begränsad till arter som rör sig och jagar i fria luften över trädtopphöjd. Dessa arter kallar vi högriskarter. Hänsyn till fladdermöss vid vindkraftverk skall fokuseras till dessa arter. Större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus och i norr kanske även nordfladdermus bedömer vi vara i störst behov av hänsyn. Men även dvärg-, syd- och trollpipistrell samt de sällsynta arterna mindre brunfladdermus och sydfladdermus är högriskarter och riskerar därmed att påverkas negativt. De övriga svenska fladdermusarterna dödas sällan eller aldrig vid vindkraftverk.
9. Under senare tid har det gjorts ett antal ansatser till att analysera om dödligheten orsakad av vindkraftverk påverkar populationsstorlekar för fåglar. I Nordamerika fann man att dagens befintliga vindkraftverk sannolikt inte påverkar storleken på något av kontinentens småfågelbestånd. Liknande resultat hittade man specifikt för Kanada, men då för samtliga häckande fågelarter. I Europa har man inte gjort några lika övergripande analyser, men istället specifikt analyserat arter som bedöms vara särskilt utsatta. I norra Tyskland bedöms att redan i dag är dödligheten vid vindkraftverk så hög totalt sett, med väldigt många vindkraftverk i drift, att den påverkar antalet röda glador och ormvråkar negativt. Sannolikt gäller detta även för antalet havsörnar.
10. Det finns fortfarande inga mått på storleken på fladdermuspopulationer, vare sig inom Sverige eller internationellt, och därför kan man inte göra några tillförlitliga beräkningar av hur vindkraftdödligheten påverkar bestånden. Det finns farhågor både från Nordamerika och från Europa om att kraftig negativ påverkan på populationsstorlekarna av ett antal fladdermusarter på grund av vindkraftorsakad dödlighet redan kan ha skett.

11. Sentida resultat om påverkan på livsmiljö, undvikande och störning från vindkraftverk på fåglar visar på samma mönster som vi angav i den förra syntesrapporten. Det är stor variation mellan olika arter, olika områden och olika miljöer. Generella slutsatser är svåra att dra, men allmänt sett förefaller undvikande vara lägre under häckningstid än under övriga delar av året. När undvikande under häckning förekommer rör det sig i regel om avstånd på upp till några 100 m. Vadare uppvisar de största undvikandeavstånden under häckningstid. Under andra delar av året är det fåglar som lever i flockar samt en del marina fåglar som visar de allra största undvikandeavstånden. Inget direkt nytt har framkommit när det gäller om fåglar vänjer sig vid vindkraftverk eller inte. Även på den punkten varierar resultaten mellan olika studier. Några senare undersökningar antyder att avstånd mellan verk samt miljön mellan verk påverkar graden av undvikande och störning. Vid marina parker är det fortsatt så att flertalet marina fåglar visats undvika dessa. Ett mindre antal arter (skarvar och måsfåglar) attraheras till vindparker, sannolikt eftersom dessa erbjuder viloplats och kanske även förbättrade födosökmöjligheter. Långtidsstudier av påverkan på livsmiljö, undvikande och störning från vindkraftverk på fåglar saknas i stort.
12. Påverkan på livsmiljö, undvikandebeteende och störningar har inte avhandlats i några studier av fladdermöss så här långt och har sannolikt betydligt mindre betydelse för denna djurgrupp än för fåglar. Samtidigt är det självklart att en rent fysisk förändring av livsmiljön påverkar även fladdermöss på något sätt. Å andra sidan har man visat att fladdermöss attraheras till vindkraftverk och söker upp dem aktivt. Detta är en stor och viktig skillnad jämfört med fåglar och gör att problemet måste hanteras på ett annat sätt.
13. Åtgärder för att minska negativ påverkan på fåglar från vindkraft handlar fortfarande i första hand om att undvika att bygga vindkraftverk på särskilt fågelrika platser, speciellt sådana som används under häckning, övervintring eller rastning under flyttningen. Det handlar också om närområden kring förekomster, häcknings- eller boplatser av arter och grupper av fåglar som visats löpa högre risker för negativ påverkan från vindkraft. Exempel på sådana är större rovfåglar. Så kallade skyddsavstånd, zoner där inga vindkraftverk bör byggas, är ett sätt att minska riskerna i sådana fall. Vi går i denna rapport igenom tidigare föreslagna skyddsavstånd, ger nya förslag på sådana, samt diskuterar på vilket sätt och med vilken faktabakgrund man skulle kunna komma fram till mer vetenskapligt grundade skyddsavstånd, särskilt för våra örnar. Vår utgångspunkt här är att skyddszoner är ett bra sätt att minska risker, men samtidigt ska man vara medveten om att det inte är och aldrig har varit avsikten att skyddszonerna ska eller kan ta bort riskerna helt och hållet.

14. Samtidigt som vi anser att skyddsavstånd är ett verkningsfullt och praktiskt användbart redskap för att minska risker för negativ påverkan på vissa typer av fåglar, lyfter vi och ett ökande antal forskare också frågan om att detta kanske inte är tillräckligt för att bevara eller skapa livskraftiga bestånd av de arter vi vill ha. För att nå sådana mål menar vi att det krävs en mycket mer storskalig planering där man från centralt håll pekar ut de områden där en utbyggnad av exempelvis vindkraft ger så liten negativ miljöpåverkan som möjligt. Vi menar att detta skulle kunna leda till en smidigare hantering av ansökningsärenden för vindkraft, samtidigt som det skulle gagna fågelskyddet, i jämförelse med dagens hantering av ärende för ärende. Ett sådant förfarande innebär samtidigt att tillräckligt stora ytor med en relativt sett riskfri miljö förblir oexploaterade, och relativt sett riskfria för de bestånd vi vill ha. För att kunna genomföra detta krävs att samhället gemensamt sätter upp målnivåer för olika fågel- och fladdermusarter.
15. När verken väl står på plats finns i dagsläget ett mer begränsat antal åtgärder att ta till när det gäller fåglar. Att på samma sätt som för fladdermöss anpassa driften för att minska risker är av allt att döma betydligt svårare för fåglar. Detta beror på att det inte finns lika klara, tydliga och generella kopplingar mellan olika omvärldsfaktorer och fågeldödighet vid vindkraftverk, som det finns för fladdermöss. Tillfällig avstängning i riskabla situationer har använts på några platser i världen även för fåglar, men är inte direkt användbart i svenska förhållanden såvitt vi kan bedöma. Här finns stora förhoppningar på tekniska lösningar som ska kunna förhindra olyckor, eller i alla fall minska antalet olyckor till en mycket låg nivå. En lovande utveckling sker på detta område, men såvitt vi kan bedöma finns det idag inga färdiga och fullt ut fungerande system som visats kunna utföra det som eftersträvas. Med största sannolikhet är detta dock något som kommer i framtiden, frågan är endast när det kan bli praktiskt möjligt. Till sist har vi även möjligheten att genomföra kompensationsåtgärder på annan plats, för att se till att den totala påverkan blir så låg som möjligt. Detta har så här långt knappt använts alls i Sverige, men är mer vanligt internationellt.
16. Den viktigaste åtgärden för att skydda fladdermöss vid vindkraftverk är att se till att kraftverkens drift anpassas till förekomst av högriskarterna, där sådana förekommer. Detta sker bäst genom att låta vindkraftverken stå stilla under de tider och väderförhållanden då aktivitet av fladdermöss i rotorhöjd är mest frekvent. Tillfällig avstängning under förhållanden med störst risker kan förväntas hindra 60–90% av de olyckor som annars skulle ha inträffat.

17. För bedömning av om tillfällig avstängning är lämplig i en specifik vindpark och hur den skall anpassas lokalt bör man mäta aktivitet av högriskarterna i rotorhöjd under längre sammanhängande perioder, helst under tre säsonger med kraftverken i drift. Alternativt görs eftersök av döda fladdermöss, men detta är dyrare och mer arbetskrävande. Man kan även driva verken med tillfällig avstängning i risksituationer redan från början, utan att först behöva undersöka aktiviteten av fladdermöss i rotorhöjd. Detta kan vara en billigare och snabbare metod i vissa lägen, särskilt där man redan på förhand kan säga att avstängningsrutiner kommer att behövas.
18. Hur ofta tillfällig avstängning kommer att behöva användas på en viss plats beror i första hand på vädret och är därför mycket svårt att förutsäga. En grov och preliminär bedömning för södra Sverige antyder att det kommer att behövas under ett tiotal nätter per år i genomsnitt. Behovet kommer antagligen att vara lägre i norr.
19. Hittills avrapporterade svenska kontroll- och uppföljningsprogram har inte bidragit med särskilt mycket ny och användbar kunskap om hur svensk vindkraft påverkar fåglar och fladdermöss. Tyvärr har huvuddelen inte utförts så att de ens har kunnat besvara de allra enklaste frågorna som ställts. Ett genomgående intryck är att det många gånger har varit viktigare att genomföra något (oavsett vad det är), än *vad* man faktiskt har genomfört. Några undantag finns givetvis i form av mycket väl utförda program som genererat användbara resultat, för båda djurgrupperna. Det finns stor anledning att se över hela systemet med kontroll- och uppföljningsprogram så att dessa framöver kan bidra med kunskap i första hand kring de lokala förhållandena på den plats de genomförs, men också så att resultaten tillsammans med resultat från flera platser kan användas för att analysera mer generella mönster. Särskilt för fladdermössen, men ibland också för fåglar, behövs även väl genomtänkta kontrollprogram för att anpassa drift och minimera riskerna för negativ påverkan.
20. Vi presenterar riktlinjer för hur inventeringar, kontroll- och uppföljningsprogram bör utföras och standardiseras för att ge bästa möjliga beslutsunderlag och samtidigt vara så kostnadseffektiva som möjligt. Standardisering av metodiken är viktig om resultaten skall kunna användas i ett större perspektiv, även om detta inte är den primära avsikten med kontrollprogram. Det bör tas fram en nationell standard i form av gemensamt beslutade riktlinjer för hur program och åtgärder skall genomföras med avseende på metodik och utrustning.

## Summary

1. Since the previous report on the impact from wind power on birds and bats was published in 2011, much new and important information have appeared both internationally and in Sweden. The present report is a summary of the international research in this area in recent years, and also of the Swedish post-construction surveys made until 2016. This report is hence an update of the previous (2011) report.
2. With respect to birds, the results of new research largely confirm the conclusions from the previous report. For bats, however, new results show that wind power is a larger problem than we realized five years ago, but, on the other hand, new mitigation methods have recently been developed and tested, so that the problem can now be handled more efficiently.
3. Wind power facilities are generally a larger problem for bats than for birds. This is because more bats are being killed, and also because the mortality is concentrated to a few species of bats, which therefore may be affected seriously. At the same time, wind power facilities can also be a problem for certain kinds of birds, some of which may be affected negatively at the population level. Common for birds and bats that risk being negatively affected at the population level is that they have low reproductive potential, and therefore may have difficulties compensating for increased mortality.
4. The fatality rate of birds at wind turbines remain at 5–10 birds per turbine and year on average, even after several and more detailed surveys that have been conducted recently. The location of the turbine is often an important determinant of the fatality rate. While most turbines kill few birds, others may kill up to 60 birds per year. So far there is only one study from Sweden that has been executed in sufficient detail to allow estimation of annual fatality rates. This study was conducted at Näsudden on the island of Gotland, a coastal site very rich in birds, and show, as expected, fatality rates much higher than average. Regarding fatality rates of birds and bats at marine wind farms, no new evidence-based knowledge have been presented since the previous report.
5. Bird mortality at wind turbines generally increases with the size of the turbines. However, in relation to installed effect and produced electricity the mortality declines with increased turbine size. As fewer new, large plants replace old, small ones, the total mortality per wind farm can be lowered at the same time as the electricity production increases. This was the case at Näsudden when the old turbines were replaced by new ones. If a similar effect also is achieved for bats has not been investigated.
6. All kinds of birds can be killed at wind turbines. Also, birds are probably killed at all sites where modern wind turbines are being used. Most fatalities are small songbirds. Raptors, gulls and game birds are killed at higher rates than expected based on their population sizes. Relatively few swans,

geese and cranes are killed at wind turbines, probably because these birds show strong avoidance behaviours. Relatively few birds are killed while in flight during migration. Generally, mortality is higher for birds that stay in an area over longer periods such as during breeding, wintering or at stopovers during migration.

7. Estimates of fatality rates for bats at wind turbines presented in 2011 were much too low. New research from Europe and North America suggest that on average a wind turbine kills 10–15 bats per year, in some cases up to 100 or more. We still have no comparable estimates from Sweden, but an ongoing study from a site in Halland suggests that the fatality rate is about 5 bats per turbine and year at that site.
8. Mortality of bats at wind turbines is limited to a few species that move and feed in the open air above the tree-canopies. We call them high-risk species. The consideration of bats at wind turbines should focus on them. The noctule, the parti-colored bat and in the north also the northern bat are those that we believe are in most need of concern, but the soprano-, common and Nathusius' pipistrelles as well as the rarer Leisler's bat and serotine are also high-risk species and thus potentially affected. Remaining species are rarely or never killed at wind turbines.
9. There have been some recent attempts to investigate if the mortality caused by wind turbines has negative population effects on bird species. In North America it was found that present wind farms probably do not affect any continental population of songbirds. Similar results were obtained for Canada specifically, but in this case the results applied to all breeding birds. No such broad studies have been made in Europe, but estimates have been made for species considered as particularly vulnerable. In northern Germany, with particularly many wind farms in operation, it is believed that the populations of red kites and common buzzards are already being affected negatively and this may perhaps apply to the white-tailed eagle as well.
10. We still have no estimates of population sizes for bats in Sweden or internationally and therefore we cannot estimate if and how the increased mortality from wind turbines affects bat populations. However, there are concerns from North America and Europe that serious negative effects on bat populations of certain species already have occurred.
11. Recent results from studies on the impact of wind turbines on habitats, avoidance and disturbance of birds confirm the pattern from the previous report. There is large variation among different species, areas and habitats and general conclusions are difficult to draw. Nevertheless, avoidance behaviour is usually less obvious during the breeding season compared to the rest of the year. During the breeding season avoidance is usually obvious only within a few 100 m, the greatest distances are found among waders. During other parts of the year, it is birds that live in flocks and certain marine birds that show the greatest avoidance distances. Nothing

new has appeared regarding habituation of birds to wind turbines and there is still considerable variation between different studies. There are some recent studies suggesting that the distance and habitat between the turbines affect the degree of avoidance behaviour and disturbance. Marine wind farms are avoided by most marine birds, but some species (cormorants and gulls) are attracted to marine wind farms, probably because these provide resting sites or access to food. Long-term studies of avoidance and disturbance are still lacking.

12. Impact on the habitats, avoidance behaviour and disturbance has not been investigated with respect to bats so far and may generally be less of a problem for bats than for birds. It is nevertheless obvious that drastic physical changes of the habitat will have effects also on bats, one way or another. On the contrary, it is clear that bats are attracted to wind turbines and that they search for them actively, in contrast to birds, which means that the problem usually requires different solutions for the two groups of animals.
13. Measures to minimize negative impact on birds are still mostly focused on avoiding building wind turbines in places that are rich in birds, particularly sites with high numbers of birds during breeding, wintering and stopovers during migration. Areas around specific occurrences and breeding sites of birds belonging to species or groups of species that have turned out to be particularly vulnerable to negative impact from wind turbines should be avoided. One such example is the larger raptors. Maintaining protective zones, areas within which wind turbines should not be built, is a way to reduce the risks in such cases. In this report we review the current use of protection zones for birds and provide new suggestions for their future application. We discuss how we can achieve new and more scientifically based protection zones, particularly for our eagles. We appreciate that protection zones is a useful way to reduce the risks for some birds, but at the same time we emphasize that that this method cannot eliminate the risks entirely.
14. Although we consider protection zones as an effective and practically useful way to reduce negative impact on particular birds, we and many other scientists are becoming aware of that this method may not always be sufficient for the protection and formation of viable populations of the species in question. To achieve such goals, planning at a larger scale may be necessary, where areas with the lowest risks of negative environmental impacts are designated suitable for e.g. establishment of wind farms. We believe that this would increase the efficiency of the planning and handling processes during wind turbine establishment and also facilitate the protection of both birds and bats, in comparison with current practices. This would also ensure that sufficiently large areas with relatively low risks are maintained for long-term conservation of (bird and bat) populations.

15. Once the turbines are built the available mitigation options are few when it comes to protection of birds. To mitigate by temporary halting the turbines during periods of high risk, as employed for bats, is a less useful method for birds. For birds there is no clear and general relationship between prevailing conditions on one hand, and the mortality risk on the other, which is in sharp contrast to the situation for bats. Although there are some cases from other countries where wind turbines have been halted to protect birds, this method do not seem to be useful in Sweden, as far as we can see. However, there is a promising development of various technical monitoring solutions that aim to keep bird fatalities at a very low level. As far as we know, no such system is yet fully developed and operational, but this is probably only a matter of time. Finally we also have the option of using compensation measures at a different site, a method that may help minimize the total effect on a population. It has barely been used in Sweden so far, but is more common internationally.
16. The most important measure for protection of bats at wind farms is to adjust the operation of turbines according to the occurrence of certain high risk species. This should be done by halting the rotors during periods when bat activity at rotor height is most frequent. Halting the rotors is a feasible method where noctules, parti-colored bats and serotines, and, particularly in the north, northern bats occur. This measure is expected to inhibit 60–90% of the potential fatalities.
17. To evaluate if mitigation at a particular site is feasible and decide how it should be applied locally, activity of the high risk species at rotor height should be measured continuously over longer periods, preferably during three seasons. Alternatively, searches for dead bats can be made, but this is quite complicated and requires more work. In some cases it may be more efficient to use a general mitigation scheme based on general knowledge about potentially dangerous situations, without spending resources and time to investigate bat activity. This option can be worth considering particularly in cases where it is clear already from the start that mitigation will be necessary.
18. How often halting the rotors will be required at a site depends primarily on the weather, and is hard to predict. A rough estimate for southern Sweden suggests that turbines need to be stopped during about 10 nights on average per year. Most likely mitigation will be required less frequently in the north.
19. Post-construction surveys so far made in Sweden have not contributed much new and useful data on how birds and bats are affected by wind farming. Unfortunately, most of them have not been up to expected standards and have not been able to answer even the most basic and relevant questions. A common impression is that it has been more important to do something, no matter why and how, rather than focussing on what has actually been achieved. There are certainly exceptions. A few



programs have been carefully planned and well executed and have contributed with significant and important results that will be well used. This applies to birds and bats alike. There is every reason to reconsider the system of post-construction surveys as used at present in Sweden, so that future programs can contribute with useful information about local conditions and also can be used together with results from other programs to investigate broader patterns. Particularly for bats but sometimes also for birds, well designed programs are needed for efficient mitigation so that the negative impact on the fauna can be minimized.

20. We present guidelines on how surveys should be made and standardized to provide the best possible foundation for decisions and at the same time be cost-effective. Standardization of the methodology is important if the results are to be useful also in a broader context, although this is usually not the primary objective of the surveys. A national standard consisting of common guidelines for how surveys and measures should be employed with respect to methods and equipment is needed.

## Introduktion

Vindkraftutbyggnaden har fortsatt i hög takt i Sverige sedan den första *syntesrapporten* om *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss*, NV Rapport 6467 (Rydell m.fl. 2011), gavs ut för ungefär fem år sedan. Idag (oktober 2016) finns enligt Svensk Vindenergi 3384 vindkraftverk i landet, om vi räknar in även de som byggs just nu. Detta innebär en ökning med 1 723 vindkraftverk, mer än en fördubbling, sedan vi skrev den förra syntesen. Ser vi till den installerade effekten är ökningen ännu större. Från 2018 MW i maj 2011 till 6029 MW i oktober 2016, eller i princip tre gånger. Den beräknade årsproduktionen av vindkraftsel har ökat från 3,5 TWh 2010 till 16,6 TWh 2016, en nästan femfaldig ökning. Vindkraften står nu för drygt tio procent av den totala nettoproduktionen av el i Sverige ([www.energimyndigheten.se](http://www.energimyndigheten.se)). Den utbyggnad som skett under de senaste fem åren har näst intill helt och hållet skett på land, främst i skogsmiljö. Endast två procent (74 kraftverk) av de svenska vindkraftverken finns till havs.

Utbyggnaden av vindkraft i Sverige beräknas fortsätta framöver och i ett kort tidsperspektiv bedömer Svensk Vindenergi (hösten 2016) att det mest troliga scenariot är att årsproduktionen kommer att nå ca 20 TWh år 2020. Den politiskt uppsatta planeringsramen siktar på 30 TWh vindkraft, men denna ska betraktas som ett planeringsstöd för kommuner, länsstyrelser och andra myndigheter, inte som ett absolut mål ([www.energimyndigheten.se](http://www.energimyndigheten.se)).

Denna rapport är en uppdatering av den första syntesrapporten om vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss (Rydell m.fl. 2011). Syftet med den uppdaterade rapporten är att sammanfatta de nya resultat och den nya kunskap som framkommit i ämnet sedan 2010 (när litteratursökningarna gjordes till den första rapporten). Detta genom att söka brett efter både vetenskapligt publicerad och s.k. grå litteratur. Förutom att sammanfatta det aktuella kunskapsläget kring vindkraft, fåglar och fladdermöss har vi även specifikt sammanställt resultat från de svenska kontrollprogram kring vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss som vi har kunnat hitta.

Vi använder begreppet *kontrollprogram* i vid bemärkelse så att det i princip inkluderar alla typer av studier (utom rena forskningsprojekt i den mån sådana hade funnits) av fågelförekomst före och efter en vindpark har tagits i bruk, samt alla studier av dödlighet av fåglar och fladdermöss vid vindkraftverk i Sverige. Detta görs utan att vi gör någon åtskillnad mellan program som ålagts projektörerna av myndigheterna som villkor i beslut om verksamhet enligt Miljöbalken 26 kap. 19 § om företagens egenkontroll; s.k. uppföljningsprogram som också kan åläggas projektörer av myndigheterna eller program genomförda på eget initiativ av antingen företag, organisationer eller privatpersoner. Så länge det handlar om någon form av uppföljning av hur fåglar eller fladdermöss påverkas av vindkraft och det inte är resultat från rena forskningsprojekt (finns så här långt i princip inte i Sverige förutom när det gäller kungsörn *Aquila chrysaetos*) så har vi inkluderat dessa här. Det uttalade syftet är att presentera resultat från svenska

förhållanden och också att särskilt utvärdera de kontroll- och uppföljningsprogram som initieras av myndigheter. Genomförs dessa på det sätt som det var tänkt? Fyller de någon funktion? Bör verksamheten styras upp? Sist men inte minst är det avslutande syftet med följande rapport att presentera en guide över hur framtida kontroll- och uppföljningsprogram bör utformas och genomföras för att uppfylla de syften som de kan tänkas ha.

I vår genomgång av både litteratur och kontrollprogram har vi inkluderat allt vi har hittat som behandlar påverkan på fåglar och fladdermöss från vindkraft, oavsett vilken form av påverkan det handlar om.



# 1. Inledning

Det är i stort på tre sätt som man tänker sig att vindkraft påverkar fåglar (se Rydell m.fl. 2011 och referenser däri). Även under senare tid har allra mest intresse ägnats åt att (1) fåglar kan förolyckas genom att de slås ihjäl (eller skadas så allvarligt att det senare leder till döden) av vindkraftverkens roterande vingar, eller, om än betydligt mindre frekvent, för vissa fågelgrupper genom att de flyger rakt in i vindkraftverkens torn. Denna problematik benämns oftast såsom *kollisioner* men vi väljer att i det följande omnämna detta såsom *dödlighet* eller *dödliga olyckor*. Mindre uppmärksamhet har (2) förlust av livsmiljö (habitatförlust) fått både tidigare och under senare år. Förlusten av livsmiljö kan dels vara direkt till följd av att miljön exploateras/ändras på ett sätt så att den blir fysiskt oattraktiv för fåglar, dels indirekt genom att fåglar undviker att vistas eller häcka i närheten av vindkraftverk med minskande lokala tätheter som följd. I det allra senaste har också ett fåtal studier ägnats åt att ta reda på om fåglars beteende är detsamma i anslutning till vindkraftverk som utan sådana. Eftersom sådana studier oftast syftar till att ta reda på varför antalet fåglar som vistas i närheten av vindkraftverk kan tänkas påverkas, ser vi detta som en del av indirekt förlust av livsmiljö. (3) Barriäreffekter slutligen kan ses som ännu ett specialfall av förlust av livsmiljö där fåglar undviker att flyga i närheten av vindkraftverk och därmed i vissa fall kan utestängas från områden med vindkraft eller tvingas till att flyga omvägar runt vindparker med högre totala flygkostnader som följd.

## 1a. Kunskapsläget 2011

Vi konstaterade i den första syntesrapporten (Rydell m.fl. 2011) att ett genomsnittligt vindkraftverk dödar relativt få fåglar (median 2,3 fåglar per verk och år; medelvärde 7,3 fåglar per verk och år). Bakom dessa värden dolde sig en stor variation och en bimodal fördelning där huvuddelen av alla verk dödade få medan en mindre andel dödade ganska många fåglar. Då genomförda studier visade på en variation mellan noll och drygt 60 dödade fåglar per verk och år för olika platser. Vi fann också att verkens placering i relation till topografi och omgivande miljö hade en avgörande betydelse för hur stor fågeldödlighet som noterats. De allra högsta olycksfrekvenserna hade konstaterats i anslutning till våtmarker och andra blöta miljöer. Även höjdlägen såsom åsryggar och krön med stora höjdskillnader på liten yta var förknippade med större olycksrisker, medan öppen slättbygd och andra miljöer oftast innebar låg fågeldödlighet vid vindkraftverk. Rovfåglar, hönsfåglar, måsar, trutar och tärnor var de grupper som förolyckades oftare än vad man kunde förvänta med utgångspunkt från deras antal. Fåglar som häckar, rastar eller övervintrar, det vill säga spenderar längre tid inom ett visst område, befanns löpa större risk att förolyckas vid vindkraftverk än de som enbart passerar området aktivt flygande under flyttningen.

Den direkta och omedelbara fysiska förlusten av livsmiljö (habitat) i samband med vindkraftsetablering är i regel liten. Därför är det snarare den indirekta påverkan som är av större intresse. När vi gick igenom ämnet för fem år sedan fann vi att resultaten var långt ifrån entydiga, vare sig när det gällde påverkan på fågeltätheter eller tillvänjning, det vill säga om störningseffekten av vindkraftverk på fåglar ökar eller minskar med tiden. I båda fallen var det svårt att finna generella mönster utan påverkan föreföll variera mellan olika arter eller artgrupper och områden. Vi fann då ungefär lika många resultat som visade på undvikande av vindkraftverk och -parker som det motsatta. Noterade undvikandeavstånd under häckningstid var i regel korta, inom några 100 m, men i allmänhet något längre och mer generella för vadare. Mer påtagligt undvikande hade konstaterats förekomma under andra årstider och då främst för flocklevande fåglar som lever på jordbruksmark och/eller i vatten (lommar, gäss, änder och vadare). Undvikandet bland dessa sträckte sig i regel flera 100 meter från kraftverken, men för vissa arter i marin miljö (särskilt lommar) kunde undvikande på upp till två km håll konstateras.

Flyttande sjöfåglar hade generellt visats undvika att flyga nära vindkraftverk både på dagen och på natten. På dagen har tydliga förändringar av flygriktningen noterats på en till två km avstånd (ibland fem km) från vindkraftverk, men på natten förändrades flygriktningarna först på 0,5–1 km avstånd. Undvikande av att flyga i närheten av vindkraftverk kan leda till barriäreffekter och således till en förlängning av fåglarnas flygväg förbi parken. Konstaterade förlängningar av de totala flyttningssträckorna var i förekommande fall små och saknar förmodligen praktisk betydelse. Mer betydelsefullt och istället positivt var att undvikandet resulterar i att olyckor med flyttande sjöfåglar vid marina vindkraftparker i gengäld var få. Undvikande av att flyga i närheten av vindkraftverk hade också konstaterats hos flertalet andra fågelgrupper och även i andra miljöer än ute till havs. Inte helt oväntat var konstaterat undvikande som minst hos just de fågelgrupper som förolyckas oftare än förväntat vid vindkraftverk.

## 2. Metoder

Efter publiceringen av den första syntesrapporten år 2011 har åtskilliga undersökningar av vindkraftens påverkan på fåglar genomförts, och i många fall publicerats som rapporter eller vetenskapliga artiklar. Vi använde denna gång samma tillvägagångssätt som i syntesrapporten från 2011 för att hitta relevant litteratur kring fåglar och vindkraft. Detta innebar att Web of Knowledge (BIOSIS; <http://apps.isiknowledge.com/BIOSIS>) och Google Scholar ([www.scholar.google.com](http://www.scholar.google.com)) användes som sökmotorer för att finna vetenskapliga artiklar. Sökningarna begränsades till att omfatta publikationer från år 2010 och framåt. För fri sökning på Internet användes Dogpile meta-search ([www.dogpile.com](http://www.dogpile.com)).

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\*

Vid sökning efter svenska rapporter användes i Google svenska söktermer som ”fåglar AND vindkraft”. Söktermerna ”bird AND wind turbine”, ”bird AND wind AND turbine” och ”bird AND wind AND farm” genererade i BIOSIS ca 160 träffar vardera. I Google Scholar resulterade samma söktermer i upp mot 20 000 träffar och därför granskade vi endast de 50 första träffarna per sökterm i de fallen. I några få fall hittades relevant litteratur i en referenslista från en granskad publikation. Drygt 100 vetenskapliga artiklar eller rapporter, i huvudsak arbeten genomförda utanför Sverige, samlades i en Excel-fil. Av dessa gick ca 75 att få tag på i fulltext och ytterligare drygt 25 sorterades bort. Då återstod 50 artiklar eller rapporter varav 15 kan betraktas som kontrollprogram.

Ganska sent i processen blev vi även uppmärksammade på att det inom International Energy Agency (<https://www.iea.org>) sedan flera år samlats material, rapporter och vetenskapligt artiklar om vindkraft inom samarbetet WREN (Working Together to Resolve Environmental Effects of Wind Energy).

Därmed finns numera en allmänt tillgänglig databas, TETHYS, (<https://tethys.pnnl.gov/knowledge-base-wind-energy>). Vi kompletterade den litteratur vi redan funnit med sådant vi hittade i TETHYS 2016-10-12. Några rapporter om marina vindkraftparker fick vi av Carolina Enhus, Aquabiota Water Research, från ett Vindvalsprojekt om kontrollprogram till havs (Enhus m.fl. 2017).

När det gäller svenska kontroll- och uppföljningsprogram för både fåglar och fladdermöss, hade Länsstyrelsen i Jönköpings län sammanställt en förteckning över genomförda program. Det visade sig dock att den sammanställningen varken var komplett eller uppdaterad, så i praktiken fick vi själva göra en ny lista genom att kontakta alla relevanta vindkraftföretag, myndigheter och konsulter och be att få ta del av materialet. Detta fungerade i de flesta (men inte alla) fall utan problem. Vår listning av 27 kontrollprogram gjordes under sommaren 2016. Därefter har ytterligare ett antal pågående men ej avslutade kontrollprogram gjorts tillgängliga för oss och dessa nämns i förekommande fall i kunskapsuppdateringen, men har överlag inte införlivats i själva listningen av genomförda program.



## 3. Uppdatering av kunskapsläget

I följande kapitel ges först en generell genomgång av ny kunskap kring påverkan på fåglar från vindkraft. Den allmänna genomgången är uppdelad på huvudfrågorna dödlighet, förlust av livsmiljö (där vi även tar upp beteenden) och barriäreffekter. Kunskap kring marin vindkraft och fåglar får sedan ett eget stycke. Därefter lyfter vi fram ny kunskap om några enskilda arter eller grupper av fåglar som tidigare utkristalliserats såsom viktiga eller särskilt intressanta och omdebatterade i vindkraftsammanhang. Detta följs av ett stycke som behandlar de relativt få analyser som gjorts av populationspåverkan så här långt. Kapitel tre avslutas med ett antal avsnitt om åtgärder för att motverka negativ påverkan från vindkraft på fåglar. Där ingår även en genomgång och uppdatering av förslag på skyddsavstånd som kan användas vid särskilda fågelförekomster.

### 3a. Dödlighet vid vindkraftverk och dess variation

Vi har i det nedanstående valt att behålla enheten ”antal döda fåglar per vindkraftverk och år”. Anledningen är att detta mått är intuitivt lättbegripligt för samtliga läsare, och eftersom flertalet tidigare angivelser av fågelmortalitet i samband med vindkraft har angetts just på detta vis. Samtidigt är vi medvetna om att enheten är missvisande på så sätt att man då antyder att alla vindkraftverk är lika eller utgör samma risk för fåglar, vilket de inte nödvändigtvis gör (se vidare nedan). Mer rättvisande vore istället att ange mortaliteten per installerad effekt (antal döda fåglar/MW), vilket också görs i en hel del vetenskapliga resultat som presenteras idag. Den enheten kopplar också bättre till de planeringsramar och prognoser som finns om framtida mängd vindkraft i Sverige (se inledningen). Sådana bygger inte alls på antal kraftverk utan på mängden producerad el. Vi kommer därför med allra största sannolikhet att gå över till den mer rättvisande enheten ”antal döda fåglar/MW” framöver, men för stunden behåller vi det äldre sättet att uttrycka detta, väl medvetna om de brister som finns i denna förenklade bild.

De generella värden på antalet dödade fåglar per vindkraftverk och år som vi angav i Rydell m.fl. (2011) står sig väl enligt de större sammanställningar som publicerats de senaste fem åren. Antalet förolyckade fåglar vid vindkraftverk i USA baserat på 53 studier visade på ett medelvärde av 5,2 dödade fåglar per verk och år över hela landet, varierande mellan 2,9 och 7,9 dödade fåglar per år och kraftverk för olika regioner (Loss m.fl. 2013). En genomgång av 43 studier i Kanada gav ett medelvärde av 8,2 döda fåglar per verk och år (Zimmerling m.fl. 2013). Några nya sammanfattande siffror från Europa har inte publicerats undersenare år. Intervallet mellan noll och 60 dödade fåglar per vindkraftverk och år (Rydell m.fl. 2011) kvarstår, och vi har inte funnit några högre dödstal vid enskilda verk i senare studier. Även om olika uppskattningar av fågelmortalitet vid vindkraftverk baseras på

något olika analysmetoder och inte bygger på helt jämförbara dataunderlag tycks det finnas ett gott stöd för att ett genomsnittligt vindkraftverk dödar någonstans mellan fem och tio fåglar per år.

Endast ett fåtal svenska studier har genomförts på ett så pass noggrant sätt att den genomsnittliga dödligheten på årsbasis har kunnat beräknas med någon tillförlitlighet. På två av dessa platser, Frösörun i Jämtland samt Räpplinge på Öland, var den funna dödligheten låg med några enstaka döda fåglar per kraftverk och år (Falkdalen m.fl. 2013, Ekelund 2015f). Den tredje studien är den av generationsskiftet från äldre och mindre verk till nyare och större sådana på Näsudden (Hjernquist 2014, se vidare nedan). Den vindkraftrelaterade dödligheten vid Näsudden var klart högre, upp till 37 dödade fåglar per verk och år, än på de övriga platserna och de medelvärden vi anger ovan, vilket är att förvänta med tanke på de höga fågelantal som rör sig i området. Antalet vindkraftdödade fåglar på Näsudden faller också väl in i det intervall som konstaterats på andra platser i världen. Det går med andra ord i nuläget inte att ange någon generell nivå på antalet dödade fåglar per kraftverk och år för Sverige som helhet. Vi ser dock inga anledningar till att den generella dödligheten vid svenska vindkraftverk skulle skilja sig från de värden som anges ovan.

Vi har inte hittat några nya uppgifter som skiljer sig från de som återges i Rydell m.fl. (2011) när det gäller dödlighet i olika miljöer. Därmed står fortfarande våtmarker och andra blöta miljöer ut som de där olycksriskerna är som störst. Näsudden är ett konkret exempel på sådana platser. Förhöjda risker finns också i höjdlägen och särskilt då vid sluttningar och branter som vänder mot den förhärskande vindriktningen. Generellt lägre olycksrisker har påvisats i öppet odlingslandskap och andra öppna miljöer. De få studier som gjorts i produktionsskog antyder att dödligheten även där är förhållandevis låg. Några nya konkreta uppgifter om dödligheten till havs har inte dykt upp, men modellbaserade beräkningar från Belgien och Nederländerna pratar om medelvärden från kring två dödade fåglar per verk och år för parker i ren utsjömiljö och högre dödlighet i mer kustnära förhållanden (Brabant m.fl. 2015, Poot m.fl. 2011).

Loss m.fl. (2013) kom fram till att högre vindkraftverk med större rotor-svepyta orsakade fler fåglars död än mindre verk. I det underlag som Loss m.fl. analyserade ingick verk med navhöjder från 36 m upp till 80 m. I det intervallet ökade den genomsnittliga dödligheten från 0,64 till 6,20 fåglar per verk och år (Loss m.fl. 2013). Notera att de verkshöjder som ingick i den analysen är klart lägre än huvuddelen av de nya verk som byggs i Sverige idag. Verk med en navhöjd på ca 80 m motsvarar totalhöjder, upp till rotorbladets spets i högsta läget, på omkring 120 m. Många av de verk som byggs i skogsmiljö i Sverige idag har totalhöjder som överstiger 150 m. De allra största verken som projekteras idag har totalhöjder uppåt, eller överstigande, 200 m.

Erickson m.fl. (2014) noterade inget direkt linjärt samband mellan dödstal för småfåglar och verkshöjd vid en genomgång av 116 studier i USA och Kanada. Författarna till den analysen menade att skillnader mellan geografiska platser och ålder på turbiner kan ha dolt sådana mönster även om sådana

fanns. Smallwood (2013) analyserade också betydelsen av verkens höjd när det gäller dödliga olyckor med fåglar. I den analysen fanns en minskning av dödlighet i förhållande till storlek på verk mätt som installerad effekt. Detta för rovfåglar i hela USA och för alla fåglar av samtliga arter i den kända vindparken Altamont i Kalifornien.

En svensk studie vid den gotländska vindkraftparken på Näsudden fastställde i samband med ett generationsskifte av verk, högre dödstal vid de nya högre verken (navhöjd 80 m, totalhöjd 125 m) som ersatte de mindre (navhöjd 40 m, totalhöjd ej angiven, gissningsvis 50–60 m) äldre verken (Hjernquist 2014). De nya, större verken dödade i genomsnitt 37,4 fåglar per år, medan de äldre, mindre verken dödade 21,3 fåglar per år. Noterbart för Näsudden var att även om de 28 nya verken dödade fler fåglar per verk, så minskade den totala fågeldödligheten i parken eftersom det tidigare fanns 58 äldre verk på platsen före generationsskiftet. Sett i förhållande till installerad effekt minskade dödligheten från 57,0 döda fåglar per MW till 12,5 fåglar per MW, eller med nära 80 %, från de gamla, mindre verken till de nya, större verken (Hjernquist 2014).

Tittar vi närmare på vilka arter det är som förolyckas vid vindkraftverk så har de övergripande mönstren inte förändrats från de som rapporteras i Rydell m.fl. (2011). Först som sist så bör vi komma ihåg att alla flygande fåglar kan förolyckas vid vindkraftverk. Det finns inga arter eller grupper som är ”immuna” mot att drabbas av olyckor vid vindkraftverk, eller som har så pass starka undvikandebeteenden att olyckor i princip aldrig sker. Det finns heller inga miljöer där inga olyckor sker. Däremot är det så att vissa typer av fåglar drabbas oftare än förväntat i förhållande till i vilka antal de förekommer.

Huvuddelen av alla fåglar som dödas vid vindkraftverk är sannolikt småfåglar. Ericksson m.fl. (2014) beräknade att småfåglar utgör 62,5 % av de fåglar som dödas vid vindkraftverk i USA, men anger samtidigt att denna andel med största sannolikhet är en underskattning av den verkliga andelen. Andra siffror från Nordamerika gör gällande att upp till 75 % av dödsoffren vid vindkraftverk är småfåglar (Kuvlesky m.fl. 2007). Bland spontant inrapporterade döda fåglar i Europa utgör småfåglar enbart en knapp tredjedel, 28,6 % (Dürr 2016), vilket rimligen är en grav underskattning av den egentliga andelen. Den mest genomgående studien av vindkraftrelaterad dödlighet som genomförts i Sverige, fann att tättingar utgjorde 25,9 % av funna dödsoffer vid Näsudden. I gruppen tättingar ingick i sistnämnda fall även kråkfåglar och författaren anger att just andelen småfåglar sannolikt underskattats kraftigt (Hjernquist 2014). I övriga svenska studier med eftersök var ca 60 % av döda fåglar tättingar. Små fåglar är enligt de flesta studier svårare att hitta än större fåglar och det finns uppgifter som anger att endast 20–25 % av de döda småfåglar som finns på en given plats faktiskt hittas vid systematiska eftersök (Graff m.fl. 2016). När det handlar om spontanrapportering utan systematiska eftersök är andelen sannolikt ännu lägre. Vi kan trots osäkerheterna ovan kring de exakta andelarna vara ganska säkra på att huvuddelen av de fåglar som förolyckas vid vindkraftverk är småfåglar.

Inom gruppen småfåglar har en del ny intressant information framkommit under de senaste åren. Nattflyttande tättingar förekommer i olycksstatistiken, men snarast i mindre omfattning än förväntat (Erickson m.fl. 2014, Grünkorn m.fl. 2016). Både i Europa och i Nordamerika har lärkor (Erickson m.fl. 2014, Dürr 2016, Bastos m.fl. 2016, Grünkorn m.fl. 2016), utkristalliserats som den grupp av småfåglar som står för de allra flesta dödsfallen. Detta är till viss del en följd av att man har valt att bygga vindkraftverk i miljöer där lärkor förekommer, d.v.s. huvudsakligen i öppna landskap, men det finns med största sannolikhet även beteendemässiga anledningar till varför just lärkor förekommer flitigt i olycksstatistiken. Man har funnit att en stor del av de lärkor som förolyckas vid vindkraftverk är hanar och man antar att detta är kopplat till att hanarna utsätts för större risker i samband med sångflykt (Bastos m.fl. 2016).

För svalor, som det tidigare har uttryckts farhågor om att de kunde vara en grupp av fåglar som likt fladdermöss skulle kunna attraheras till insektsansamlingar vid vindkraftverk, är det förhållandevis få som dykt upp i olycksstatistiken så här långt (Erickson m.fl. 2014, Dürr 2016). Däremot har förhållandevis fler seglare hittats döda och där finns kanske just den ovan nämnda parallellen till fladdermössen, men detta är än så länge enbart spekulationer och skulle behöva ytterligare studier.

När det gäller övriga grupper pekar även sentida resultat relativt entydigt på att särskilt rovfåglar, måsar och trutar är grupper som förolyckas betydligt oftare än vad man skulle förvänta sig utifrån förekomst (Erickson m.fl. 2014, Hjernquist 2014, Dürr 2016, Langgemach & Dürr 2016). Hjernquist (2014) fann också att vadare dödades oftare än förväntat vid vindkraftverk på Näsudden, Gotland, men vi har inte funnit stöd för att detta skulle vara fallet på någon mer generell nivå. Andra grupper med relativt höga funna dödsantal är hönsfåglar (Erickson m.fl. 2014) och änder (Erickson m.fl. 2014, Dürr 2016, Graff m.fl. 2016). I fallet med änder är den funna dödligheten vid vindkraftverk dock inte högre än förväntat utifrån förekomst (se exempelvis Hjernquist 2014).

Grupper som många gånger dyker upp i diskussionerna och där farhågor dryftats men där funnen dödlighet är förhållandevis låg är svanar, gäss och tranor. I mångt och mycket är avsaknaden av höga dödstal för dessa grupper beteendestyrt. Dessa fåglar visar i regel starka undvikandebeteenden under aktiv flygning och därmed minskas också olycksriskerna (Grünkorn m.fl. 2016).

Tärnor är en grupp som vi tidigare pekade ut som en sådan med högre konstaterad dödlighet än förväntat (Rydell m.fl. 2011). En stor del av de resultaten kom från några få platser i Belgien där man valt att bygga vindkraft på platser mitt i häckande tärnors transportled mellan kolonier och fiskevatten. Tecknen på att tärnor skulle vara en särskilt utsatt grupp har mattats sedan den första syntesrapporten. Sannolikt eftersom man aktivt valt att inte bygga på platser där risk för hög dödlighet av tärnor finns.

För ugglor och nattskärror har det tyvärr inte framkommit särskilt mycket ny information undersenare år när det gäller dödlighet. Båda grupperna är sådana där farhågor om hög dödlighet hörs allt oftare. Än så länge har få nattskärror hittats döda, endast två i Europa så här långt (av två arter, Dürr 2016). Vindkraftdödade ugglor av åtta olika arter har så här långt hittats i Europa, men antalet funna individer är förhållandevis lågt (Dürr 2016). Det är oklart på vilket sätt valet av platser för vindkraftverk har styrt detta.

### 3b. Förlust av livsmiljö – undvikande och andra beteenden

De senaste fem åren har det gjorts en hel del nya studier av hur fåglar använder sig av områden där man byggt vindkraft. De resultat som kommit fram ligger i stort i linje med de som vi presenterade i Rydell m.fl. (2011). Om fåglar undviker att använda sig av områden med vindkraft eller inte förefaller variera mellan olika områden, miljöer och artgrupper och generella resultat som helt säkert visar enbart det ena eller det andra saknas. Sammanfattningsvis tyder de flesta studier på ett relativt begränsat undvikande under häckningstid för flertalet artgrupper. När undvikande har konstaterats handlar det i regel om begränsande avstånd på något eller några 100 m (Langgemach & Dürr 2016). För vissa typer av fåglar finns tecken på att undvikandet var mindre om miljön i övrigt, mellan verken, fick vara så intakt som möjligt (Shaffer & Buhl 2015). Värt att notera är särskilt att grupper med högre dödlighet än förväntat, såsom rovfåglar, uppvisar förhållandevis svagt undvikande av vindkraftverk (Grünkorn m.fl. 2016, Langgemach & Dürr 2016). Vadare framstår fortfarande som den fågelgrupp som uppvisar störst och tydligast undvikande under häckningstid (Langgemach & Dürr 2016, Sansom m.fl. 2016). Större, eller mer generellt, undvikande har noterats under andra tider av året, särskilt för flocklevande fåglar som tranor, gäss och vadare (Langgemach & Dürr 2016). Generellt gäller att undvikandeproblematiken och fågeltätheter ännu inte har studerats i någon vidare omfattning i större yttäckande parker. Huvuddelen av de resultat som finns idag gäller därför endast för enstaka verk, eller små anläggningar.

Ett fåtal sentida studier har också tittat lite närmare på beteenden och/eller häckningsframgång i förhållande till vindkraftverk. En nordamerikansk studie av berglärka *Eremophila alpestris* och en släkting till vår europeiska lappspärv *Rhynchophanes mccownii* fann ingen skillnad i kullstorlek eller antal flygga ungar mellan vindparker och referensområden utan vindkraft. Däremot minskade boöverlevnaden med antal vindkraftverk på landskapsnivå, inom 1–5 km från boplatser (Mahoney & Chalfoun 2016). Det framgår inte i detalj hur antalet vindkraftverk på landskapsnivå skulle kunna påverka boöverlevnaden, men möjligen innebär fler vindkraftverk ett mer fragmenterat landskap med fler potentiella bopredatorer.

Inte heller för ljungpipare *Pluvialis apricaria* hittades någon påverkan på häckningsresultat av vindkraftverk trots att det fanns ett ganska stort mått av undvikande av kraftverk som så (Sansom m.fl. 2016). Hos nordamerikanska präriehöns *Tympanuchus cupido* hittades ingen påverkan på antalet honor som besökte spelplatser, eller på spelbeteende eller interaktioner mellan hanar beroende på vindkraft. Däremot spenderade hanar mindre tid på icke häckningsbeteenden (fjädersvård, födosök etc.) i närheten av vindkraftverk än utan vindkraftverk i närheten Smith m.fl (2016).

I en helt ny studie från Storbritannien har man studerat hur ljud från vindkraftverk påverkar rödhakars *Erithacus rubecula* revirförsvar (Zwart m.fl. 2016). Man spelade upp ljud från vindkraftverk för rödhakar ute i det fria på platser där inga vindkraftverk fanns för att enbart kunna analysera påverkan från just ljudet. Rödhakarna reagerade med att sluta använda sig av lågfrekventa ljud i sången. Vindkraftljud är i sig lågfrekvent och man tolkade rödhakarnas beteende som att de helt enkelt undvek att använda sig av frekvenser som stördes ut av vindkraftljuden. Författarna har tidigare visat att just lågfrekventa inslag i sången är en signal på dominans, kanske genom att det finns en koppling till kroppsstorlek. De argumenterar därför för att avsaknad av lågfrekventa inslag i rödhakesång kan leda till fler rent fysiska dispyter i samband med revirförsvar, med större risker för skador för de inblandade kombattanterna (Zwart m.fl. 2016).

Vi tar upp mer detaljer kring en del specifika arter i avsnitten 3e–3l lite längre fram i rapporten.

### 3c. Barriäreffekter

Inte heller när det gäller barriäreffekter har några nya resultat som omkullkastar tidigare tankegångar framkommit under senare år. Däremot har det även här kommit betydligt mer kunskap om sådant som redan visats förut. Generellt kan sägas att grupper med relativt låga olycksfrekvenser också uppvisar ganska starka barriäreffekter. Detta gäller exempelvis lommar (till havs), havssulor, alkor, svanar, gäss och tranor (Krijgsveld m.fl. 2011, Plonczkier & Simms 2012, Grünkorn m.fl. 2016, Langgemach & Dürr 2016). Undvikande konstaterades även för nattflyttande småfåglar vid en havsbaserad park utanför Nederländernas kust (Krijgsveld m.fl. 2011). Lägre grad av undvikande konstaterades vid samma park för hägrar, tärnor, vadare och tättingar på dagtid även om sistnämnda grupp klart och tydligt undvek enskilda turbiner även om de inte undvek parken som helhet (Krijgsveld m.fl. 2011). Skarvar, måsar och trutar uppvisade inget undvikande av den aktuella parken (Krijgsveld m.fl. 2011).

För flyttande rovfåglar har tre nya studier gett delvis olika resultat. En studie i Klippiga Bergen observerade en kursändring hos flyttande kungsörnar efter en vindkraftsetablering så att olycksrisken vid vindkraftverken var lägre än vad som verkade vara fallet vid studier före vindkraften kommit på plats (Johnston m.fl. 2014). I Mexico längs den stora flyttleden av rovfåglar på väg från nordamerikanska häckningsområden till sydamerikanska övervintrings-

dito konstaterades ett storskaligt undvikande av landbaserade vindkraftparker (Cabrera-Cruz & Villegas-Patracca 2016), vilket stämmer väl med tidigare resultat från exempelvis södra Spanien (Marques m.fl. 2014). I anslutning till två havsbaserade vindparker i södra Danmark konstaterades istället att rovfåglar under aktiv flyttning över öppet hav attraherades till vindparkerna, särskilt i samband med motvindar. Författarna spekulerar kring att rovfågeln kanske uppfattar vindparkerna som "land" och därför söker upp dem för att undersöka möjligheten att finna uppvindar (som endast bildas över land) där. Om så är fallet skulle havsbaserade vindparker i anslutning till flyttningsskorridorer för rovfåglar kunna utgöra en ökad fara för de rovfåglar som använder dessa korridorer (Skov m.fl. 2016).

### 3d. Marina parker

Undersökningar av vindkraftens påverkan på fåglar till havs är väsentligt färre än på land, men i takt med storskalig utbyggnad av vindkraft i främst Nordsjön så ökar kunskapsunderlaget kontinuerligt. Totalt sett har dock den marina utbyggnaden av vindkraft inte varit lika omfattande som på land så här långt. Dessutom är det förenat med stora logistiska utmaningar och kostnader att genomföra studier till havs. Eftersök av vindkraftsdödade fåglar låter sig knappast göras och bedömningar av olycksrisker har enbart gjorts utifrån observationer av flygande fåglar och omvandling av observationsdata till uppskattningar av vindkraftsdödlighet med hjälp av teoretisk modellering. Fåglars uppehållsplatser i vindkraftsområden har studerats genom räkningar från båt eller flyg och undersökningar av flyttande fåglar har gjorts med visuella mätmetoder eller med radar. Inte alltid, men i flera fall, har studier genomförts före och efter byggnation av vindkraftverk.

I Sverige har fågelstudier genomförts i tre marina vindkraftparker. Den mest omfattande undersökningen har gjorts i Öresund vid landets största marina park Lillgrund med 48 vindkraftverk. Här studerades både flyttande och övervintrande fåglar i vattnen i och kring parken. Vid de två andra parkerna, Utgrunden i Kalmarsund och Kårehamn utanför Ölands östra kust, har det främst varit fokus på studier av flyttande fåglar. Tillsammans med undersökningar gjorda vid knappa 20-talet vindkraftparker i övriga Nordvästeuropa finns ett kunskapsunderlag från anläggningsperioden och de allra första åren med parkerna i drift. Däremot saknas till stor del studier av vindkraftparkernas långtidseffekter på fåglar.

Den aktuella kunskapen kring marina vindkraftparker påverkan på fåglar sammanfattades nyligen av Dierschke m.fl. (2016). De ganska klara och tydliga mönster som framgår följer i stort den kunskap som fanns redan när den förra syntesrapporten (Rydell m.fl. 2011) skrevs. Ett kraftigt och i det närmaste totalt undvikande av vindkraftparker till havs har noterats för lommar och havssulor *Sula bassana*. Liknande resultat kan också ses för skäggdopping *Podiceps cristatus* och stormfågel *Fulmarus glacialis*. Det finns en hel grupp av arter där undvikande har konstaterats i mer varierande omfattning, inte lika konsekvent och ej totalt på samma sätt som för de tidigare

nämnda arterna. Här återfinns sjöorre *Melanitta nigra*, alfågel *Clangula hyemalis*, mindre lira *Puffinus puffinus*, tordmule *Alca torda*, sillgrissla *Uria aalge*, dvärgmå *Larus minutus* och kentsk tärna *Thalasseus sandvicensis*. Undvikandet har konstaterats vara starkare när verken är i drift, jämfört med om de står stilla. Ett antal arter klassas av Dierschke m.fl. (2016) som ”knappt påverkade alls av marin vindkraft, eller där antalet studier som visar på undvikande och attraktion är ungefär desamma”. I den gruppen återfinns ejder *Somateria mollissima*, tretåig må *Rissa tridactyla*, fisktärna *Sterna hirundo* och silvertärna *Sterna paradisaea*. Viss attraktion till marina vindparker har hittats för småskrake *Mergus serrator* och flertalet trutar och måsar. Stark attraktion har konstaterats för storskarv *Phalacrocorax carbo* och toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*. I fallet med skarvarna bedöms en stor del av attraktionen bero på att kraftverkens fundament erbjuder sittplatser. Detta kan också vara en anledning till den attraktion som setts för flertalet måsfåglar. Förbättrad födotillgång, pga. artificiella reveffekter och att kommersiellt fiske oftast inte sker inom vindparker, tros också kunna vara av betydelse för varför främst fiskätande fåglar attraheras till marina vindparker (Dierschke m.fl. 2016).

De kortsiktiga effekterna av vindkraftsutbyggnad till havs på grunda utsjöbankar är tämligen klara då det resulterar i att många av fåglarna trängs undan. De undanträngda fåglarna tycks söka upp nya områden i närheten, och det blir i regel alltså inte färre fåglar totalt i ett område kring vindkraftparkerna. I vilken mån detta leder till att fåglarnas överlevnad påverkas och därmed kan få mer långtgående konsekvenser är mer oklart och ännu inte studerat. Konsekvenserna av undanträngningen beror också på i vilken mån som det finns andra ”lediga” och lämpliga miljöer att förflytta sig till. För exempelvis arter knutna till grundområden med vissa vattendjup är det givetvis viktigt att se till att inte alla sådana områden exploateras. För att aktuella arter ska kunna bibehålla gynnsam bevarandestatus krävs att det finns tillräckligt mycket lämplig yta för detta. Det är inte heller väl undersökt ifall undanträngningseffekten klingar av med tiden och att fåglarna i någon grad vänjer sig vid vindkraftverken.

Olycksrisken för flertalet av de fågelarter som passerar i närheten av marina vindkraftparker är svårbedömd eftersom hårda data kring antalet dödsfall av helt naturliga skäl i stort saknas och måste uppskattas med visuella observationer, radarstudier och teoretiska kollisionriskmodeller. De arter och grupper som uppvisar starka undvikandebeteenden (se avsnitt 3c ovan) bör rimligen också ha ganska låga olycksfrekvenser vid marina vindparker. Samtidigt kan man tänka sig att arter och grupper som inte uppvisar så starka undvikandebeteenden (se avsnitt 3c) kan förolyckas i högre antal.

### 3e. Lommar

Det svenska Projekt Lom (<http://birdlife.se/sveriges-ornitologiska-forening/fagelskydd/artprojekt/projekt-lom>) har under senare år börjat samla in data kring häckningsresultat och förekomst av storlom *Gavia arctica* och smålom *Gavia stellata* i samband med vindkraft. Datamängden är än så länge liten



och inga klara resultat kan utläsas. Samtidigt som de insamlade resultaten inte entydigt tyder på vare sig det ena eller det andra så kan heller inte viss påverkan på häckningsresultat uteslutas (Eriksson 2016). För storlom finns häckningsresultat från åtta häckningssjöar med mellan ett och 21 vindkraftverk inom 0,6–6,0 km avstånd. Sammanfattningsvis var häckningsresultaten oförändrade i fyra sjöar, och sämre i fyra sjöar mellan före och efter att vindkraften tillkom i anslutning till dessa. Det fanns inga tecken på att häckningsresultaten skulle ha försämrats specifikt för par inom en km från vindkraftverk. Däremot var antalet stora ungar per häckande par något lägre (0,33 ungar/par) efter det att vindkraftverken kommit på plats jämfört med situationen före byggnation (0,54 ungar/par). Skillnaden är inte statistiskt säkerställd. Andelen kullar med två stora ungar var 14 % utan vindkraft och 20 % med vindkraft, vilket tolkas som att ingen påverkan från vindkraften på ungoöverlevnad kan ses (Eriksson 2016). Noteras bör att datamängden är ojämnt fördelad med 47 observationer ("par-år") utan vindkraft, jämfört med 21 observationer med vindkraft, vilket möjligen kan ha påverkat resultaten. Lommar är långlivade och häckningsutfallet varierar stort mellan olika år, nollresultat för enskilda par förekommer regelbundet under vissa år, och därmed behövs i regel långa tidsperioder för att få fram tillförlitliga värden på häckningsframgång. Därmed är det egentligen inte förrän antalet "par-år" med vindkraft på plats kommer i närheten av antalet "par-år" utan vindkraft som jämförelsen blir rättvis.

För smålom finns endast uppgifter från två platser när det handlar om både före och efter det att vindkraft har byggts på platsen. Inga mer detaljerade jämförelser görs utifrån detta lilla material men det noteras att andelen unguddar med två ungar var 43 % utan och 10 % med vindkraft på dessa platser. Det finns data för smålom från nio platser med vindkraft inom 0,25–2,5 km, men utan jämförande data från tiden utan vindkraft. På dessa platser producerades i genomsnitt 0,33 stora ungar per par vilket är lägre än konstaterade genomsnitt för olika delar av den svenska populationen (0,53–0,84 ungar per par beroende på var i landet vi talar om, Eriksson 2014). Ur det begränsade underlag som finns kan man inte se några samband mellan häckningsresultat och avstånd till närmaste vindkraftverk eller antal verk på platsen i fråga (Eriksson 2016).

Det finns exempel både på att smålommar har fortsatt att häcka inom närhåll från vindkraftverk, och på att smålommar har övergivit häckningsplatser efter att vindkraft har byggts i närområdet. Vi har i dagsläget funnit två resultat av vardera sorten för smålom från Norden. På norska Smøla upphörde häckningarna (3 par) efter det att en vindpark med 68 turbiner byggdes (Bevanger m fl. 2010). Samma resultat konstaterades vid jämtländska Storrån (Falkdalen m.fl. 2013). Vid Korp fjället i Dalarna samt vid Sidensjö i Ångermanland fortsatte däremot smålommar att använda sig av häckningslokaler i närheten (250 m vid Korp fjället) av vindkraftparkerna, i alla fall i det korttidsperspektiv på ett till några få år som hittills studerats (Pettersson 2013, 2016, Enetjärn 2015a). Vi har inte hittat några motsvarande uppgifter för storlom.

Från ovan nämnda Korpfjället finns även detaljerade mätningar av flygrutter till och från häckningstjärnen. Själva tjärnen ligger på ca 250 m avstånd från två turbiner (ca 500 m mellan verk) och lommarna flög i 24 av 26 bokförda fall (92 %) mellan dessa två verk för att nå till fiskevatten som är belägna längre bort (Pettersson 2016).

### 3f. Svanar, gäss och tranor

Vi har redan nämnt dessa artgrupper ovan i avsnitten 3a–3c när det gäller dödlighet, och undvikande av områden i närhet av vindkraftverk både när det gäller födosökande fåglar på marken och flygande fåglar. Eftersom dessa fåglar dyker upp så ofta i debatten tar vi trots detta upp dem i ett eget specifikt kort avsnitt här.

Det finns förhållandevis få konstaterade dödsfall av dessa fågelgrupper vid vindkraftverk (Grünkorn m.fl. 2016, Dürr 2016). Detta gäller både i områden där de häckar, rastar, övervintrar och flyger förbi under aktiv flyttning (Langgemach & Dürr 2016). Tranor har konstaterats häcka nära vindkraftverk, men samtidigt omnämns att tätheterna i regel är 40 % lägre och häckningsresultaten 30 % lägre i anslutning till vindparker. Bakom dessa motsägelsefulla uppgifter ligger att undvikande har konstaterats på vissa platser men inte på andra (Langgemach & Dürr 2016).

Alla tre grupperna uppvisar klara och tydliga undvikandebeteenden under födosök i flockar på jordbruksmark. Undvikandet har visats vara större för stora flockar än för mindre flockar. Det finns en stor uppsjö av studier och mätvärden från tyska jordbruksområden där undvikandet har varierat från 100 m och upp till över en km för riktigt stora flockar. Viss tillvänjning och minskande undvikandeavstånd omnämns från ett fåtal platser, men än så länge får det anses som osäkert i vilken omfattning detta är ett mer generellt beteende (Langgemach & Dürr 2016).

Alla grupperna uppvisar starka undvikandebeteenden under flygning, inklusive aktiv flyttning, vilket rimligen är den främsta orsaken bakom de relativt låga olycksfrekvenserna (Grünkorn m.fl. 2016). Olyckor sker dock ibland och det finns exempel på där individer i bakre änden av större formationer av gäss har förolyckats vid vindkraftverk, samtidigt som den absoluta majoriteten av flockmedlemmarna har undvikit kraftverken. Möjligen kan detta bero på att fåglar i flock har mer uppsikt över de andra flockmedlemmarna än över omgivningarna (Langgemach & Dürr 2016).

Den oss veterligen hittills enda svenska studien som på något vis behandlar svanar, gäss, tranor och vindkraft är en sträckstudie från Hörnefors. Där undvek flyttande fåglar av de här tre grupperna i stor utsträckning att flyga i närheten av vindkraftverken (Umeå Energi 2012).

### 3g. Havsörn

Enligt den europeiska fyndstatistiken har betydligt fler havsörnar *Haliaeetus albicilla* än kungsörnar *Aquila chrysaetos* påträffats döda vid vindkraftverk. Dürr (2016) anger 209 havsörnar jämfört med 16 kungsörnar. Det finns ingen exakt statistik över hur många havsörnar som har påträffats dödade av vindkraftverk i Sverige, men det är helt säkert att det är betydligt fler än antalet kungsörnar även hos oss. De senaste uppgifterna gör gällande att det handlar om totalt minst 60 funna vindkraftsdödade havsörnar i Sverige fram till vintern 2016/2017 (Peter Hellström pers. com.). Anledningarna bakom varför det är fler havsörnar än kungsörnar som dödas, eller i alla fall hittats döda, vid vindkraftverk är sannolikt flera. Dels finns det betydligt fler havsörnar än kungsörnar i vår del av världen och dels är det sannolikt så att områden där havsörnar vistas så här långt har överlappat mer med områden där man valt att bygga vindkraft. Möjligen kan även rent beteendemässiga skillnader vara inblandade.

Från Tyskland rapporteras om att vindkraftdödligheten utgör en ökande andel av den dödlighet för havsörnar som orsakas av människor (Langgemach & Dürr 2016). Nästan hälften av alla olyckor sker under häckningstiden (mars-maj) och drygt 40 % av olyckorna sker under den tid då häckningen avslutats och både unga och gamla fåglar börjar röra sig över större områden (augusti-september). Endast en mindre del av funna olycksoffer i Tyskland utgörs av årsungar (14 %), medan den övervägande majoriteten utgörs av fåglar som är minst tre år gamla. Inget direkt undvikande av vindkraftverk har kunnat ses i Tyskland, men sannolikt förekommer störningar och ett visst undvikande i samband med byggnation och annan mänsklig närvaro i vindparker (Langgemach & Dürr 2016).

På ön Smøla i Norge har man gjort detaljerade studier av en vindparks påverkan på en i huvudsak markhäckande, lokal population av havsörn (Dahl 2014). Efter en etablering av 68 vindkraftverk mitt i ett område med en hög täthet av häckande havsörnar konstaterades en förhöjd dödlighet hos havsörnar som häckade inom fem km från vindkraftparken. Dödligheten var högst för havsörnar med boplatser inom en kilometer från parken och klingade sedan av med längre avstånd.

Häckningsframgång mätt som andel lyckade häckningsförsök var lägre inom 500 m från parken än på längre avstånd från denna (Dahl m.fl. 2011). I en senare analys med ett större material var antalet flygga ungar/revirhållande par lägre inom en km från parken än utanför detta avstånd (Dahl 2014). I Dahl m.fl. (2011) förklaras den sämre häckningsframgången främst av att flera revir övergavs. Antalet häckande par av havsörn minskade kraftigt i det område där parken byggdes. Detta kan bero på störningar i uppbyggnadsfasen som fick örnarna att lämna reviren, eller på att örnar förolyckades vid verk och att revir därmed blev vakanta. Dessutom blev området mer tillgängligt för människor efter etablering av parken med alla vägar. Mänskliga

störningar i området ökade därför i och med parkens tillkomst, vilket kan ha påverkat framgången för de örnpär som trots allt valt att försöka häcka i och i anslutning till parken.

Mellan oktober 2005 och fram t.o.m. augusti 2015 har ca 60 döda havsörnar påträffats i vindkraftparken, vilket ger ett genomsnitt av minst sex döda havsörnar årligen (May m.fl. 2010, 2013, Dahl m.fl. 2015). Inte heller på Smøla har något direkt undvikande av att flyga i vindparken eller i närheten av turbinerna noterats hos havsörnarna (Dahl m.fl. 2013). Ett annat sätt att presentera dödligheten är att ca 0,1 havsörnar dött per verk och år eller motsvarande tio havsörnar per 100 verk och år. Ungefär hälften av dessa dödsfall utgjordes av individer från den häckande lokala populationen och den andra hälften av icke-häckande havsörnar som vistades mera tillfälligt i området. Av dessa har 54 % varit vuxna, d.v.s. vuxna och yngre fåglar dör med ungefär samma sannolikhet. Den årliga överlevnaden hos vuxna havsörnar på Smøla har minskat från 96 till 94 %, men beståndsstorleken har legat stabilt kring 45–50 par då havsörnarna som häckar mer än fem km från vindkraftparken lyckas så pass bra att deras föryngring ersätter fåglar som omkommit vid vindkraftverken (Dahl m.fl. 2014). Populationen på Smøla är alltså fortsatt livskraftig trots den förhöjda dödligheten orsakad av vindkraftparken. Den producerar fortfarande ett överskott av individer som antingen flyttar till andra områden eller fyller på ett bestånd med ”floaters” (äldre individer utan eget bofast revir) på Smøla (Dahl m.fl. 2014).

I en finsk studie som omfattade 104 havsörnsrevir utspridda längs kusten och på Åland kring 27 platser med upp till sex vindkraftverk kunde ingen högre dödlighet påvisas hos ringmärkta havsörnsungar från boplatser nära vindkraftverk efter att de lämnat boet (Balotari-Chiebao m.fl. 2015). Dödligheten hos vuxna havsörnar undersöktes inte i den finska studien men häckningsframgången var lägre med kortare avstånd mellan boplatser och närmaste vindkraftverk. Skillnaden i häckningsframgång vid olika avstånd till vindkraftverk var emellertid relativt liten. Antalet ungar/häckningsförsök var oberoende av avstånd till vindkraftverk, men sannolikheten för att häckningarna skulle lyckas var ca 10 % lägre i revir med boplatser mindre än två km från verk jämfört med boplatser i revir ca fem km från verk. Detta beroende på en lägre andel lyckade häckningar (fler misslyckade häckningsförsök) på kortare avstånd från vindkraftverken. Varför en något större andel av häckningsförsöken misslyckades på kortare avstånd mellan boplatser och vindkraftverk undersöktes inte i den finska studien, men författarna antog att detta kunde bero på att vuxna, häckande fåglar löpte större risk att förolyckas närmare verk (Balotari-Chiebao m.fl. 2015). Studien visade att sannolikheten för att lyckade häckningar skulle genomföras sjönk till under 60 % vid ca fyra km avstånd från vindkraftverk (Balotari-Chiebao m.fl. 2015). Just 60 % lyckade häckningar bedöms vara ett tröskelvärde för att havsörnspopulationer ska hålla sig stabila (Helander m.fl. 2013). En framgångsprocent på mellan 60 och 80 är också vad som har noterats i havsörnspopulationer som återhämtat sig från tidigare svackor (Helander m.fl. 2013).

### 3h. Kungsörn

Vad som förmodligen är världens mest kända vindkraftpark när det gäller dödlighet bland kungsörnar är Altamont Pass i Kalifornien. Där beräknas i genomsnitt 67 kungsörnar förolyckas per år (Smallwood & Thelander 2008). En ny analys av funna döda örnar i området, där man använt både DNA-teknik och analyser av stabila isotoper i fjädrarna på fåglar, konstaterar att mer än en fjärdedel av de örnar som dödas vid Altamont var nyligen inkomna till området med ursprung från mer än 100 km bort. I de flesta fall hade dessa fåglar ett ursprung från inom 400 km från Altamont, men i några fall handlade det om fåglar från ännu längre avstånd. Genom populationsmodellering fann man sedan att den lokala vindkraftdödligheten var på en nivå som ger begränsat utrymme för annan dödlighet om den lokala populationsstorleken ska kunna hålla sig på en stabil nivå. Genom att också annan dödlighet faktiskt förekommer blev slutsatsen att den lokala populationens stabilitet är beroende av invandring på kontinental skala (Katzner m.fl. 2016). Resultat som dessa visar att man måste ta hänsyn till kumulativ dödlighet på relativt stor geografisk skala när man bedömer påverkan från en enskild anläggning.

I Europa finns förhållandevis få kända dödsolyckor av kungsörn (16 st.) vid vindkraftverk (Dürr 2016). Antalet svenska dödsfall är minst sju individer, samtliga på Gotland. Det mesta tyder på att olyckor med tåg, elledning och transformatorer än så länge orsakar fler dödsfall av kungsörn i Sverige än vad vindkraften gör.

I Nordamerika har inget undvikande av vindkraftområden när de födosöker redovisats, däremot finns resultat från Skottland som talar om undvikande (Langgemach & Dürr 2016).

Kungsörnar är rörliga och under häckningstid utnyttjar ett kungsörnspar ett område som vanligtvis varierar mellan 20 och över 200 km<sup>2</sup> (Watson 2010). Inom en Vindvalsstudie *Betydelsen av kungsörnars hemområden, biotopval och rörelser för vindkraftsetablering* har totalt 70 örnar märkts med GPS-sändare under åren 2010–2014. Av dessa var drygt 30 vuxna häckande individer medan resterande i huvudsak var årsungar samt några få halvgamla fåglar. Med hjälp av sändarna har man kunnat följa en del av dessa individers rörelser på ett mycket detaljerat vis, i flera fall över flera år (Hipkiss m.fl. 2013, Singh m.fl. 2016, 2017). Storleken på området som användes som jaktmarker av vuxna fåglar under häckningstid var i genomsnitt drygt 200 km<sup>2</sup>, med stor variation mellan olika individer och revir. Kärnområdet där ca 50 % av GPS-positioner var lokaliserade varierade mellan 5 och 30 km<sup>2</sup>. Beräknade kärnområden var i regel uppdelade i flera mindre kärnor (delområden) med områden som användes i mindre utsträckning emellan. Hemområdet som omfattar merparten av registrerade uppehållsplatser under häckningsperioden uppskattades till mellan 30 och 70 km<sup>2</sup>, även om betydligt längre förflyttningar över ett ännu större område konstaterades. Hemområdena var generellt mer sammanhängande ytor som då innehåll både kärnområdena samt områden som mest användes för transport mellan

dessa. Storleken på dessa rörelseområden är likartade de som presenterades i *Åtgärdsprogrammet för kungsörn* (Hjernquist 2011) och i Watson (2010). Kungsörnarnas utnyttjande av olika miljöer analyserades även och generellt så föredrogs kalhyggen, sannolikt för jakt, samt mogen skog med slutet kronskikt där boplatserna i regel finns. Ungskogar, myrar och våtmarker användes mindre än förväntat. Branta partier där uppvindar ofta bildas användes flitigt (Hipkiss m.fl. 2013, Singh m.fl. 2016, 2017). Med sentida sändartyper som ger möjlighet till bättre noggrannhet i positionernas höjdangivelser har det också varit möjligt att analysera skillnader mellan flyghöjder inom och utanför vindparker för ett fåtal individer med boplatser i anslutning till sådana. Örnarnas flyghöjder var i genomsnitt högre i och i anslutning till vindparker än utanför sådana (Singh m.fl. 2017).

### 3i. Övriga rovfåglar

Röd glada *Milvus milvus* är en av de rovfåglar som oftast hittats döda under europeiska vindkraftverk (Dürr 2016). Detta beror givetvis dels på var man har valt att bygga vindkraft och dels på gladornas beteenden. Inga undvikande-beteenden har konstaterats för röda glador i Tyskland (Langgemach & Dürr 2016). Vindkraftverk är idag den största människoorsakade dödlighetsfaktorn för röda glador i Tyskland och dödligheten sker främst i två toppar under året. En under häckningstid på våren och sedan ytterligare en under hösten. En stor majoritet av de fåglar som hittats döda är vuxna, häckande fåglar (83 %) och även under hösten utgörs en majoritet av fynden (63 %) av äldre fåglar. De ungfåglar som förolyckas vid vindkraftverk gör det sällan i direkt anslutning till boplatser, det finns faktiskt inga sådana fynd inom 500 m från boplatser (Langgemach & Dürr 2016). Brun glada *Milvus migrans* är på många sätt en direkt parallell till den röda gladan, med den enda skillnaden att färre fynd av vindkraftdödade fåglar har gjorts. En ganska naturlig följd av lägre populationsstorlekar i Nordeuropa varifrån vi har bäst kunskap.

Mönstren för ormvråk *Buteo buteo* är även de väldigt lika de som konstaterats för den röda gladan. Arten är den rovfågel som det hittats allra flest vindkraftdödade individer av i norra Europa (Dürr 2016). Inget eller väldigt lite undvikande av vindkraftparker har konstaterats i Tyskland, arten väljer t.o.m. ibland att bygga bo inne i vindparker. I Skottland däremot har lägre tätheter (41 % lägre) noterats inom 250–500 m från vindparker. Mer än hälften av dödsolyckorna sker under häckningstid och även för ormvråken är det fler vuxna än yngre fåglar som förolyckas (Langgemach & Dürr 2016).

Än så länge har mycket få vindkraftdödade fjällvråkar *Buteo lagopus* hittats (Dürr 2016), men enstaka fynd har gjorts även i Sverige (Falkdalen 2015). Vid studier av förbiflyttande fåglar vid en vindkraftpark i Hörnefors noterades att fjällvråkar mera regelbundet flög genom vindkraftparken jämfört med andra förbiflyttande fåglar (Umeå Energi 2012).

För fiskgjusar *Pandion haliaetus* har inget uppenbart undvikande av vindkraftverk kunnat konstateras (Langgemach & Dürr 2016). Relativt få vind-

kraftdödade fiskgjusar har så här långt hittats i Europa (31st.; Dürr 2016). I närheten av fyra vindkraftverk med tornhöjd 108 m vid Em, Mönsterås rapporterade Björkman (2013) att ett fiskgjuspar valde att bygga bo inom 800 m från närmaste verk och samma år boet upptäcktes lämnade tre flygga ungar detsamma.

Det kortaste avstånd som konstaterats mellan bo av bivråk *Pernis apivorus* och vindkraftverk i Tyskland är 750 m (Langgemach & Dürr 2016). Detta ska inte tolkas som att bivråkar nödvändigtvis undviker vindkraftverk utan ska mer ses som att kunskapen kring bivråkar och vindkraft är mycket begränsad. Få bivråkar har hittats döda under europeiska vindkraftverk (21 st.; Dürr 2016).

Kärrhökar visar heller inga starkare tecken på att undvika vindkraftverk, oavsett art. Ängshökar *Circus pygargus* har konstaterats häcka så nära som 100 m från vindkraftverk. Ett något större undvikande har konstaterats för blåa kärrhökar *Circus cyaneus* i Storbritannien, medan inget klart undvikande omnämns för bruna kärrhökar *Circus aeruginosus* (Langgemach & Dürr 2016). Dödsolyckor sker men har hittills inte konstaterats i någon större omfattning (Dürr 2016).

Både sparvhök *Accipiter nisus* och duvhök *Accipiter gentilis* har hittats döda under vindkraftverk, men inte heller de arterna har så här långt hittats i några större antal (Dürr 2016).

Tornfalk *Falco tinnunculus* hamnar högt upp i statistiken över funna döda rovfåglar under vindkraftverk. Efter ormvråk, röd glada och havsörn är det den rovfågelart som hittats förolyckad i högst antal vid vindkraftverk i Nordeuropa (Dürr 2016). Populationsstorlekarna av övriga falkar är mindre och dessa har inte helt oväntat endast funnits förolyckade i låga antal. Den enda falkart där det specifikt omnämns att den inte undviker vindkraftverk är lärkfalk *Falco subbuteo*, som också funnits häcka inne i vindkraftparker (Langgemach & Dürr 2016). Med tanke på olycksstatistiken kan knappast tornfalken heller uppvisa några mer storskaliga undvikandebeteenden.

### 3j. Hönsfåglar

Mer information om att hönsfåglar är bland de grupper som förolyckas oftare än förväntat i förhållande till förekomst vid vindkraftverk har kommit fram under senare år (Dürr 2016). Både vid Smøla i Norge samt vid Frösörun i Jämtland är dalripor *Lagopus lagopus* den fågelart som det hittats allra flest dödsoffer av under vindkraftverk (Bevanger m.fl. 2010, Falkdalen m.fl. 2013).

Hovick m.fl. (2014) presenterade en analys av effekter av antropogena strukturer (olja, gas, byggnader, vägar, kraftledningar och vindkraftverk) på hönsfåglars överlevnad och undvikande. Analysen omfattade 24 vetenskapliga studier men effekter av vindkraftverk kunde inte analyseras pga. alltför få studier. Författarna fann tydliga effekter av de övriga antropogena strukturerna på hönsfåglars överlevnad respektive undvikande och därpå följande undanträngning och förlust av livsmiljöer. Analysen dominerades av studier utförda på öppen mark i västra USA. I dessa miljöer har studier på prärie-

höns visat på relativt begränsade effekter av vindkraftverk på arten (Winder m.fl. 2014a, 2014b, 2015). Vilken bärighet dessa resultat har för exempelvis hönsfåglar i nordisk skogsmiljö återstår att se, men möjligen kan de vara mer representativa för hönsfåglar i våra öppna miljöer såsom jordbruks- och fjällandskap?

Zwart m.fl. (2015) kunde inte påvisa effekter på antal orrrar *Lyrurus tetrix* efter vindkraftetableringar i Skottland, men väl ett visst undvikande där spelen flyttades bort från platserna för verken efter att dessa kommit på plats. Sammanställningen baserades på sju vindkraftområden och uppföljningar gjordes upp till 15 år efter etablering. Antalet spelande orrtuppar i närområdet förblev oförändrat även med vindkraftverk. Däremot fanns en tydlig tendens till att spel som fanns inom 500 m från närmaste verk upphörde och att nya spelplatser istället etablerades i genomsnitt ca 500 meter bort från den gamla platsen. De skotska kulturhedarna är förvisso en helt annan miljö än det svenska skogslandskapet där spelplatser för orrrar oftast finns på myrmarker, hyggen, inägo-mosaiker eller skogsvägar, men de skotska resultaten stämmer ändå relativt väl med de än så länge få svenska resultat som finns. Vid exempelvis Korpfjället i Dalarna noterades en viss minskning av antalet spelande orrrar i och kring vindkraftparken i samband med anläggningsfasen, men sedan en återhämtning när parken väl togs i drift. Spelplatser fanns som närmast på 250 m från kraftverk (Pettersson 2013). Vid Stor-Rotliden i Västerbottens län förblev tre spelplatser av orre intakta efter byggandet av en vindkraftpark med 40 turbiner. En av dessa fanns mindre än 100 m från närmaste vindkraftverk (EKOM AB 2013).

Den enda nya vetenskapligt publicerade studien vi hittat som rör tjäder *Tetrao urogallus* och vindkraft har utförts i Spanien (Gonzalez m.fl. 2016). Där fann man betydligt färre spår av tjäder i områden där man byggt vindkraft under fyra år efter att verken byggdes jämför med ett års datainsamling före byggnation (Gonzalez m.fl. 2016). Resultaten visar med andra ord på ett ordentligt undvikande av vindkraftområden för den lövskogslevande underart av tjäder som finns i Spanien. Om resultaten direkt kan överföras till våra nordiska barrskogar är oklart. Resultat från just nordiska skogar är än så länge få och relativt odetaljerade. En studie med yttäckande linjetaxeringar visade inte på någon skillnad i antalet tjädrar med och utan vindkraftverk (EKOM AB 2013). Inte heller mer detaljerade kontroller av spelplatser har gett några tecken på undanträngande, men detta gäller då endast ett fåtal undersökta platser. Som närmast har spelplatser hittats på ca 350 m avstånd från kraftverk (Pettersson 2013). Vid jämtländska Storrån noterades en generell nedgång i tjädertätheterna efter det att vindparken byggdes, men eftersom de aktuella områdena låg långt från kraftverken var det osäkert om nedgången var en följd av påverkan från vindkraft eller hade andra anledningar (Falkdalen m.fl. 2013). Ett nytt internationellt forskningsprogram kring vindkraftens påverkan på tjäder pågår, delvis inom ramen för Vindval (se [www.auerhuhn-windenergie.de](http://www.auerhuhn-windenergie.de) och <http://www.naturvardsverket.se/vindval>), och förhoppningsvis kan detta sprida mer ljus över hur tjädern påverkas av vindkraft inom de närmast kommande åren.



Vi har inte hittat någon ny information om hur ripor använder sig av områden med vindkraft. Som vi skrev om redan i den förra syntesrapporten fann man inga skillnader i tätheter av dalripor mellan vindkraftparken och referensområden på norska Smøla (Bevanger m.fl. 2010). Falkdalen m.fl. (2013) rapporterade förvisso om en minskning av antalet dalripor i de absoluta närområdena kring vindkraftverken vid Storrún, men ingen skillnad alls mellan före och efter att kraftverken tillkom i ett lite större geografiskt perspektiv runt parken.

### 3k. Vadare

Vadare har som grupp visat vissa tecken på att undvika närheten av vindkraftverk (Rydell m.fl. 2011). Störningsavstånden under häckningstid har överlag varit längre än för många andra fågelgrupper men ändå relativt korta med som mest ca 850 m för tofsvipa och ljungpipare och ett medelvärde av ca 200 m i 32 studier (Hötcker m.fl. 2006 i Rydell m.fl. 2011).

Pearce-Higgins m.fl. (2012) följde utvecklingen i 18 brittiska vindkraftparker för effekter på några arter häckande vadare där antalet storspovar *Numenius arquata* och enkelbeckasiner *Gallinago gallinago*, men inte ljungpipare, minskade i etableringsfasen. Efter att vindkraftverken tagits i drift skedde ingen återhämtning hos vadarna. Minskningen hos storspov och enkelbeckasin ägde rum inom 600 m från vindkraftverken.

I en vindkraftpark med 35 kraftverk i norra Skottland studerades häckande ljungpipare under perioden 2009–2013 i en före-efter studie (två år före, ett år under byggnad, två år efter; Sansom m.fl. 2016). Antalet par ljungpipare i området där vindkraftparken etablerades minskade från 12 par före byggstart till 2–3 par med parken i drift (75–83 % minskning). Med kraftverken på plats saknades ljungpipare i princip helt och hållet upp till 400 m från vindkraftverken. Störningsavståndet var här alltså likartat de avstånd som uppmätts för vadare i tidigare studier. Författarna menar att det handlar om regelrätt undvikande av turbinerna snarare än effekt av störningar beroende på ökad mänsklig närvaro i området.

I sin omfattande sammanställning av tillgänglig kunskap om vindkraftens påverkan på fåglar visar Langgemach & Dürr (2016) på ännu fler resultat i samma riktning som anges ovan. Undvikande överväger, men det finns även studier som inte visar något sådant. När undvikande under häckningstid sker handlar det i regel om avstånd på upp till några 100 meter. En undersökning av spelflygande morkullor *Scolopax rusticola* visade på en kraftig minskning (88 %) av tätheterna i en vindpark under byggnation när kraftverken stod på plats men stod stilla. Författarna antar att morkullorna upplever de stillastående kraftverken som en barriär och undvikandet anges till 300 m. Ingen information ges om studierna har fortsatt med kraftverken i drift (Langgemach & Dürr 2016).

Grünkorn m.fl. (2016) pekar på att vadararter som rastar och övervintrar i större tätheter i odlingslandskapet, såsom tofsvipa *Vanellus vanellus* och ljungpipare, förolyckas ganska ofta vid vindkraftverk. Trots detta visar en

majoritet av alla studier som gjorts under icke-häckningstid på att båda arterna undviker närområdet till vindkraftverk under de tiderna av året. Undvikandet är likartat för båda arterna och medelvärden på undvikande-avstånd varierar mellan 175 och 340 m för ljunpipare och 260–500 m för tofsvipor. För båda arterna finns vissa tecken på tillvänjning efterhand som kraftverken funnits på plats en tid, men studier som visar motsatsen finns även. Det förefaller också finnas en skillnad beroende på flockstorlek på så vis att större flockar (> 500 individer) undviker vindkraftverk i större omfattning än mindre flockar (< 200 individer). Sistnämnda har i vissa fall även konstaterats födosöka inne i vindkraftparker, vilket till viss del kan förklara att relativt många vindkraftdödade vadare av dessa arter hittats.

### 31. Nattskärra

Det har lyfts fram farhågor om att vindkraft kan påverka nattskärror i huvudsak på två olika sätt: 1) flygande nattskärror kan förolyckas då de blir träffade av vindkraftverkens rotorblad, och 2) störningar från vindkraftverk och tillhörande mänsklig aktivitet kan leda till att nattskärror undviker dessa platser, vilket kan påverka lokala tätheter av nattskärror.

I olycksstatistik över vindkraftdödade fåglar finns uppgift om en förolyckad nattskärra *Caprimulgus europaeus* i Spanien (Langgemach & Dürr 2016). Från samma land finns också rapporterat att en rödhalsad nattskärra (*Caprimulgus ruficollis*, den andra europeiska arten av nattskärra som förekommer i västra Medelhavsområdet) hittats död under ett vindkraftverk. Dessa enda rapporterade dödsfall skulle kunna tyda på att nattskärror sällan dödas av vindkraftverk. Å andra sidan är kamouflagefärgade nattskärror ytterst svåra att hitta i terrängen och det är svårt att bedöma i vilken utsträckning eftersök har gjorts vid vindkraftverk där arterna förekommer. Därför är nog olycksstatistiken vid vindkraftverk inte särskilt relevant för just nattskärra.

Det finns också en oro för att nattskärror likt fladdermöss kan attraheras till insekter som under vissa väderförhållanden ansamlas runt vindkraftverkens torn (Rydell m.fl. 2011 och denna rapports fladdermusdel). Vi känner inte till några dokumenterade fall där nattskärror attraherats till tornen, men begränsade studier och anekdotiska iakttagelser av nattskärrorens flyghöjder utesluter inte att de vid födosök ibland flyger på höjder där de riskerar att träffas av vindkraftverkets rotorblad.

Om nattskärror störs av vindkraftverk är det främst de ljudstörningar som uppstår av vindkraftverk i drift som så här långt lyfts fram som en trolig anledning till att nattskärror kanske skulle undvika att häcka och hålla revir i anslutning till vindkraftverk. Enligt uppgift i Langgemach & Dürr (2016) påstår Garniel m.fl. (2007) att nattskärror störs av buller som överstiger 47 db(A). Författarna spekulerar om att detta skulle kunna vara en möjlig förklaring till observationer av nattskärrorens undvikande av vindkraftparker i Brandenburg (se längre fram). Vi har inte kunnat hitta någon ytterligare information som styrker denna spekulation.

En intressant frågeställning är om nattskärror använder områden där vindkraftverk byggts i samma utsträckning som tidigare innan verken fanns på plats. I Brandenburg, Tyskland har resultat från fem studier sammanställts (Langgemach & Dürr 2016). Den mest detaljerade studien är från ett sjuårigt kontrollprogram i vindkraftsparken Heidenhof. Där fanns 2006, före etablering av en vindkraftspark på 31 verk, totalt 23 revir inom en km från den tänkta parken. Av dessa noterades tio inne i den tänkta parken, och fem revir på 150–350 m avstånd från parken samt åtta revir mellan 350 och 1 000 m från parken. Åren 2007–2012, efter etablering av vindkraften, noterades totalt 28-24-28-22-30-18 revir men med en påtaglig minskning av antal revir i parken (0–4 revir under 6 år) och en ökning av antalet revir på avståndet 350–1 000 m från parken. Författarna tolkar resultatet som att nattskärrorna flyttar undan från vindkraftsparken, men finns kvar i närområdet (150–1 000 m från parken). På den lokala skalan i området observerades totalt sett ingen förändring av beståndet.

På annan plats där man hittade fem revir innan vindparken byggdes, fanns inga nattskärror i vindparken ett år efter att den byggts. Däremot fanns tre revir på 200–250 m avstånd från parken. Två år efter byggnation fanns inga nattskärror i parken och närmaste revir fanns på 400 m avstånd från parken.

På en tredje plats övergavs också vindparken efter att kraftverken kommit på plats men även där fanns revir intill parken när denna tagits i drift.

På en fjärde plats fanns under två olika år (2002 och 2005) innan parken (18 verk) byggdes, 19 revir i ”parken” samt ytterligare elva inom en km från ”parken” (2002), och fyra revir inom ”parken” samt ytterligare 20 revir inom en km från ”parken” (2005). Vid återbesök år 2013 (parkens fjärde verksamhetsår) hittade man i delar som 2002 höll sju revir och 2005 tolv revir, endast två revir. Inga av dessa var i den nu opererande parken. Reviren fanns på 830 och 1050 m avstånd från närmaste vindkraftverk. Fler revir fanns sedan på > 2 km avstånd från verken. Denna studie antyder alltså ett större undvikande än ovanstående, även om detaljer kring exempelvis fördelning av lämplig miljö saknas.

Den femte studien avser ett område där det innan byggnation fanns tre revir i det som senare blev själva vindparken, tre revir på 150–500 m avstånd från kommande verk och två revir inom 500–1 250 m från kommande verk. Än så länge finns endast resultat från det första året med parken i drift, men då fanns inga revir i vindparken, 1 revir på 150–500 m avstånd och 2 revir på 500–1 250 m avstånd.

Slutsatserna från de tyska studierna i Brandenburg är att nattskärrorna till stor del undviker att hävda revir i vindkraftsparkerna. En klar och tydlig nedgång i antalen syns i parkerna (60–100 % minskning) och denna nedgång har i flera fall inneburit att nattskärrorna har försvunnit från just det område där vindkraftverken står idag. Samtidigt finns inget klart och tydligt mönster i de områden som ligger intill vindparkerna. Ett visst undvikande på upp till en km avstånd antyds i någon studie, kortare undvikandeavstånd i andra. Samtidigt anger den första och mest genomgående studien en ökning (förtät-

ning) av revir i området 350–1 000 m utanför vindkraftparken vilket innebär att i lite större skala i ett område utanför parken så har ingen förändring ägt rum.

Det finns endast tre för oss kända svenska studier med inventeringar av spelande nattskärror före och efter etablering av vindkraft. Den ena studien är gjord på tre platser med totalt 14 vindkraftverk i Munkedals kommun (Enetjärn Natur AB 2014a, 2015b, 2016). Vid en inventering 2009, före vindkraftverken kom på plats, noterades sex spelande nattskärror. Efter vindkraft-etableringen genomfördes uppföljningar 2014, 2015 och 2016 inom ett kontrollprogram med 8–10, 4–5 respektive sju bokförda nattskärror. Spelande nattskärror noterades på korta avstånd från kraftverken och något uppenbart undvikande har så här långt inte noterats. Kontrollprogrammet är tänkt att pågå till 2018.

Den andra studien har genomförts på privat initiativ av ornitologen K E Axelsson i Lemnhults vindkraftpark med 35 verk i Vetlanda kommun. Vid omfattande inventeringar noterades 26 spelande hanar 2012, samma år som infrastrukturen vid vindkraftparken var på plats men byggnation av verk ännu inte hade påbörjats. Under de fyra första driftåren 2013–2016 efter etablering noterades 22, 21, 19 och 18 hanar (Axelsson 2012, Axelsson 2013, Axelsson 2014, K E Axelsson muntligen). I genomsnitt bokfördes därmed ca 20 % färre nattskärror efter byggnation av verken. Enligt K E Axelsson är ljudstörningar från rotorbladen ett problem som försvårar inventeringarna av nattskärror, och minskningen av antalet registrerade nattskärror kan enligt Axelsson bero på att inte samtliga spelande fåglar kan höras vid inventering. Stöd för denna tanke finns från ett inventeringstillfälle då samtliga verk stod stilla. Åtminstone 2013 har verken besökts nattetid i juli-augusti för att mer i detalj försöka studera beteenden vid verken. Inga nattskärror har observerats födosöka vid verken men flera nattskärror har både hörts och setts spela ca 100 m från ett verk.

I Västra Derome vindkraftpark i Varbergs kommun konstaterades att nattskärrornas spelplatser låg närmare platserna för vindkraftverken efter att verken kommit på plats jämfört med före etableringen och antalet noterade individer var ungefär detsamma (Naturcentrum AB 2015b). Eftersom det gick fem år mellan inventeringarna hade skogslandskapet ändrats med tillkomst av nya kalhyggen medan andra hyggen hade vuxit upp med alltför hög vegetation. Dessa förändringar av livsmiljön påverkade kanske nattskärrornas val av spelplatser mer än vindkraftverkens lokalisering.

Den kunskap som trots allt finns om vindkraftens påverkan på nattskärror tyder på att nattskärror i vissa vindkraftparker i Tyskland trängs undan, och att den effekten observeras upp till 150–200 m, ibland på längre avstånd, från parken. När nattskärrorna har trängts undan har de vid något tillfälle istället haft revir i högre täthet i vindkraftparkens närhet med oförändrat antal nattskärror i området. De svenska studierna däremot har hittills inte kunnat påvisa undanträngningseffekter. Vi ser två faktorer som skulle kunna förklara denna skillnad. För det första tror vi att de tyska vindkraftparkerna åtminstone delvis har placerats i ett för nattskärrorna mer fragmenterat landskap med färre valmöjligheter när det kommer till lämpliga livsmiljöer

för häckningen. Det är troligtvis också mindre vindkraftverk, med relativt korta avstånd mellan verk, som byggts i Tyskland medan de nyare svenska parkerna omfattar större kraftverk som placerats glesare och med längre inbördes avstånd. Med mer lämplig livsmiljö mellan verk blir kanske inte undvikandet lika stort kring svenska vindkraftverk?

### 3m. Populationspåverkan (Kumulativ påverkan)

Kunskapen om kumulativa effekter av vindkraftutbyggnad på fågelpopulationer är fortfarande begränsad. För att råda bot på detta behövs fler undersökningar och analyser av påverkan på fågelpopulationer vid vindkraftutbyggnad som sträcker sig över längre tid och involverar flera vindkraftparker samtidigt. Till detta bör fler modelleringar av påverkan på populationsstorlekar göras för att vi verkligen ska kunna analysera och förstå de kumulativa effekterna. Trots att det ännu så länge inte finns något fullständigt kunskapsunderlag kring vindkraftens påverkan på fågelpopulationer, och trots att många sammanställningar även i sen tid uttrycker att just detta är en av de kvarstående stora kunskapsluckorna (Rees 2012, Marques m.fl. 2014, Schuster m.fl. 2015), så har det trots allt gjorts en del försök att titta närmare på detta ämne under de senaste fem åren.

#### Fåglar generellt

Erickson m.fl. (2014) analyserade om vindkraftdödlighet hos småfåglar i Nordamerika kan påverka populationsstorlekarna av de arter som hittats döda under vindkraftverk. De beräknade hur stor andel av de totala bestånden som dödas av vindkraft per år för att kunna bedöma om det är sannolikt att den vindkraft som finns i Nordamerika idag påverkar kontinentens populationer av småfåglar. De fann att vindkraft totalt sett dödar mellan 0,0001 och 0,043 % av de olika småfågelarternas bestånd per år. För 20 % av arterna beräknades dödligheten vara högre än 0,001 %. För de 20 arter med den högsta andelen av totalbeståndet som dödas av vindkraft låg denna i intervallet 0,008–0,043 % av totalpopulationen. Författarna drar slutsatsen att inte någon av de aktuella arternas nordamerikanska population riskerar att påverkas (egentligen minska i antal) pga. vindkraft. Man drar också slutsatsen att i jämförelse med annan människoorsakad dödlighet så utgör vindkraft en väldigt liten andel för nordamerikanska småfåglar. Insatser för att få ner dödlighet inom andra områden bör gynna småfåglar mer än insatser för att få ner vindkraftdödligheten. Samtidigt efterlyser de ett större fokus på hotade arter (Erickson m.fl. 2014).

Motsvarande övning har också gjorts för enbart Kanada, men då för samtliga fåglar och i det fallet har man även försökt att ta hänsyn till vad den eventuella förlusten av livsmiljö betyder. Det man räknat på i det fallet är den rent faktiska förlusten av livsmiljö som sker pga. att man tar bort vegetation och hårdgör ytor i anslutning till kraftverken och vid vägar och liknande (Zimmerling m.fl. 2013). De gör detta genom att behandla habitatförlust

som en form av mortalitet (= fåglarna försvinner om deras miljö försvinner). Resultatet av den delanalysen blir att habitatförlust, i alla fall i Kanada med ca 3 000 vindkraftverk, är av mindre betydelse än vad direkt mortalitet är. I övrigt visar resultaten att på artnivå är det i dagsläget som mest 0,2 % av någon population som i Kanada är påverkad av vindkraft (då både i form av direkt dödlighet och av livsmiljöförlust). För de tio arter som konstaterats vara de som oftast förolyckas vid vindkraftverk motsvarar den dödligheten 0,001–0,12 % av de kanadensiska totalpopulationerna. Författarna tolkar resultaten som att populationspåverkan ej är trolig om man undviker känsliga miljöer och arter, särskilt då områden med koncentrationer av känsliga arter (Zimmerling m.fl. 2013).

Brabant m.fl. (2015) modellerade betydelsen av beräknad vindkraftdödlighet för ett antal måsfåglar och havssula ifall man skulle bygga ut vindkraften i Nordsjön till totalt 10 000 turbiner, vilket bedöms som ett realistiskt framtidsscenario givet de målsättningar som finns på EU-nivå. Övningen gav som utfall att den extra dödligheten som detta skulle kunna innebära skulle kunna påverka populationsstorlekarna av havstrut *Larus marinus* och silltrut *Larus fuscus* i Nordsjön negativt.

### **Rovfåglar**

En detaljerad analys av vindkraftdödlighet och modellering av populationsutveckling för röda glador i den tyska delstaten Brandenburg visade att de drygt 3000 vindkraftverken i delstaten år 2012 dödade drygt 300 röda glador per år vilket motsvarar 3,1 % av sensommarbeståndet när årets ungar blivit flygga. Modelleringsövningen visade att den aktuella populationen kan klara av en total dödlighet på 4,0 % utan att minska i storlek. Med andra ord, den konstaterade vindkraftdödligheten är väldigt nära det tröskelvärde där antalet glador förväntas minska i antal och därmed finns risk för negativ populationspåverkan i Brandenburg inom kort när antalet vindkraftverk med största sannolikhet har ökat ytterligare (Bellebaum m.fl. 2013).

I en stor analys av fågeldödlighet vid vindkraftverk och modellering av påverkan på beståndsstorlekar i hela norra Tyskland fann Grünkorn m.fl. (2016) att både ormvråkar och röda glador idag dödas i en sådan omfattning vid nordtyska vindkraftverk att det finns en överhängande risk för negativ påverkan i form av minskande antal av de aktuella arterna i norra Tyskland. Resultaten för havsörn var liknande men alltför osäkra för att några mer långtgående slutsatser ska dras för den arten.

## **3n. Skyddsåtgärder – generellt**

När det gäller skyddsåtgärder, eller åtgärder för att minska och helst minimera negativ påverkan på fåglar från vindkraft, har det publicerats ett antal större genomgångar av ämnet under de senaste åren. Marques m.fl. (2014) och May m.fl. (2015) gör noggranna genomgångar av alla olika skydds-

åtgärder som har provats när det gäller sätt att minska dödligheten vid vindkraftverk. Båda sammanställningarna visar på tre möjligheter som har visats fungera för att antingen undvika hög dödlighet, i regel innan man byggt på en plats, eller för att minska dödligheten på en plats när verken redan är uppförda.

### 1) Val av platser för byggnation av nya parker

Genom att göra ordentliga förundersökningar och planera ordentligt kan man undvika hög fågeldödlighet på den enskilda platsen genom att välja att bygga vindkraft på platser med låga fågelvärden och där få fåglar vistas. Detta lyfte vi fram som det allra viktigaste sättet för att generellt undvika negativ påverkan på fåglar redan i den första syntesrapporten (Rydell m.fl. 2011) och detta står sig fortfarande som den mest praktiskt rimliga och kostnadseffektiva åtgärden (Marques m.fl. 2014, May m.fl. 2015).

### 2) Byta ut gamla vindkraftverk mot nya

Genom att generationsskifta gamla, små och tämligen ineffektiva vindkraftverk mot nya, större och mycket mer effektiva sådana kan man i regel producera betydligt mer el med betydligt färre vindkraftverk på en given plats. Även om nya, större verk har visats döda fler fåglar per enskilt verk (se avsnitt 3a), innebär generationsskiftet i regel att det blir så pass mycket färre vindkraftverk på en plats att den totala fågeldödligheten ändå sänks (Marques m.fl. 2014, May m.fl. 2015). Generationsskiftet av verk på Näsudden, Gotland är ett svenskt exempel på just detta (Hjernquist 2014).

### 3) Tillfällig avstängning i lägen med höga risker

Detta har så här långt främst använts och visats fungera på ett fåtal platser med hög dödlighet av större rovfåglar såsom gamar vid speciella omständigheter. I de fallen har man i regel använt sig av manuell bevakning där observatörer har slagit larm vid tillfällena då många rovfåglar, främst gamar, rör sig i anslutning till vindkraftverk (Marques m.fl. 2014, May m.fl. 2015). System med utveckling av ”smarta vindkraftverk” med automatisk identifiering av olika typer av fåglar bygger på samma tankegångar, men har ännu inte kommit så långt att de kan sägas vara i operativ drift ännu (se vidare i avsnitt 3o nedan).

Marques m.fl. (2014) och May m.fl. (2015) tar sedan upp ett antal åtgärder som de klassar som att ha ”hög potential” eller att vara ”möjliga”, när det gäller att minska dödligheten på platser där man redan har byggt vindkraft. Vår bedömning är att författarna i dessa fall är alltför positiva i förhållande till vad olika studier hittills har visat när det gäller de aktuella åtgärderna. Här återfinns tillfällig avstängning av verk baserat på modellering av när olycksriskerna är som störst. All modellering av olycksrisker som gjorts så här långt har tyvärr visat på mycket låg överensstämmelse med faktisk dödlighet i de fall där detta kontrollerats på något närmare sätt (Grünkorn m.fl. 2016). Givetvis kan vår förståelse av varför och i vilka omständigheter som olyckor sker förbättras och därmed kan modellerna också bli bättre fram-

över, men vi är inte på något vis nära en sådan situation idag. Därmed framstår inte detta som ett praktiskt användbart sätt att minska olycksriskerna. Försök med olika mönster och färger på vindkraftverkens vingar och olika varianter på att skrämja bort fåglar från vindkraftverkens närhet har provats i olika situationer och på olika platser, men med mycket begränsad framgång så här långt vilket också nämns av Marques m.fl. (2014). Skötsel av vindkraftverkens närområden på ett sätt som gör dem mindre attraktiva för fåglar har föreslagits i flera områden, men är många gånger svårt att genomföra i praktiken och riskerar att medföra andra negativa följder. Det enda fall som omnämns där detta fungerat är aktiv borttransport av kadaver av större djur i vindkraftparker i Spanien för att minska olycksriskerna för gamar (Marques m.fl. 2014).

Arnett & May (2016) redogör för hur man kan tänka kring att begränsa vindkraftens negativa påverkan på djur i allmänhet. De argumenterar för att man bör använda sig av en hierarkisk tankegång i tre steg:

- 1) Undvik platser med höga risker
- 2) Anpassa drift så att så små skador som möjligt uppstår
- 3) Kompensationsåtgärder på annan plats

Återigen konstaterar vi att ordentlig planering och därmed undvikande av områden där riskerna för negativ påverkan är som störst är det som förordas som det första och viktigaste steget, precis som vi också redogjort för redan i Rydell m.fl. (2011). Anpassad drift har visats fungera utmärkt när det gäller fladdermöss (se del C av denna rapport) och kan delvis tänkas fungera även för fåglar eller i alla fall för vissa typer av fåglar i vissa lägen och på vissa platser, men fungerar knappast som en generell strategi för att minska påverkan på fåglar. Författarna tar även upp placering av enskilda verk inom en park samt generationsväxling av gamla kraftverk mot nya som sätt att begränsa negativ påverkan. Kompensation bör enligt Arnett & May (2016) endast användas när man redan använt sig av steg 1) och 2) ovan men ändå behöver ytterligare insatser för att undvika populationspåverkan.

### 30. Automatisk tillfällig avstängning eller *Smarta vindkraftverk*

Efterhand som vindkraftutbyggnaden i Sverige och på andra håll i världen når områden med känsliga fågelförekomster finns det ofta en önskan om att kunna kombinera vindkraftutbyggnad med åtgärder för att reducera olycksrisker för fåglar på den enskilda platsen. Med alltmer vindkraft närmar vi oss även gränserna för när negativ populationspåverkan, kanske särskilt för vissa rovfåglar, pga. vindkraftdödlighet faktiskt blir ett verkligt problem (se avsnitt 3m). Främst av dessa anledningar har utvecklingen av automatiska system för att upptäcka fåglar och i förlängningen, om det behövs, stoppa vindkraftverken i risksituationer inletts.



Det finns idag flera sådana tekniska system med ”smarta” vindkraftverk som är under utveckling. De system som hittills kommit allra längst bygger på kamerateknik kopplat till avancerade digitala igenkänningsrutiner för fåglar. Systemen bygger på att flygande fåglar upptäcks med en kamerafunktion och sedan automatiskt bestäms till art eller grupp av en programvara. Om fåglar av arter/grupper som man vill skydda kommer alltför nära vindkraftverket skickas först en ljudsignal ut för att skrämma fåglarna och för att få dem att ändra flygkurs. Om fåglarna ändå fortsätter mot verket skickas ytterligare en ljudsignal ut innan verket slutligen bromsas in (stoppas) för att undvika en olycka.

Systemen har testats på flera platser runt om i världen, inkl. i Sverige, och tekniken är så långt kommen att själva identifieringssystemen idag fungerar relativt tillfredsställande (Litsgård m.fl. 2016). Däremot återstår ännu att bevisa hur väl varningssignaler fungerar och än mer i vilken omfattning som det fungerar att snabbstoppa verken i de fall då så behövs. I Sverige är det ofta förekomst av örnar som föranleder intresse för att använda sådana här system. Därför är det av intresse att konstatera att det är oklart om ljudsignaler skrämmer bort örnar från vindkraftverk då studier på Smøla indikerar svaga undvikandebeteenden hos havsörn till följd av utsända ljudsignaler (May m.fl. 2012). Avstängningsfunktionen för rotorbladen kommer istället troligen att vara avgörande för om man med sådana här tekniska lösningar kan begränsa olycksriskerna. Såvitt vi har sett har ännu inga resultat publicerats som har kunnat visa att denna kommer att fungera tillfredsställande för att reducera riskerna för exempelvis örnar. Enligt tillverkarnas egna uppgifter kan antalet dödsfall av fåglar generellt reduceras till  $< 0,005$  individer per verk och år med sådana system i full drift (se exempelvis <http://www.dtbird.com>), men detta återstår att visa i konkreta undersökningar. Egna beräkningar som vi har gjort utifrån de värden på upptäcktsavstånd m.m. som kan beräknas utifrån Litsgård m.fl. (2016) visar att det krävs att verken kan stoppas mycket snabbt för olyckor ska kunna undvikas. För rovfåglar från vråkstorlek och uppåt i direkt rörelse mot ett vindkraftverk krävs stopptider (från upptäckt och identifikation av fågeln, till dess att verkets vingor står stilla eller rör sig så pass långsamt att risken för olyckor är liten) på max 10–15 sekunder beroende på fågelstorlek och flyghastighet. Vi har inte hittat några uppgifter som visar att befintlig teknik klarar detta.

Med en fortsatt teknikutveckling där kamerafunktionen får en längre räckvidd jämfört med vad som presenterats hittills, och kan styra flera vindkraftverk samtidigt, är det dock sannolikt möjligt att automatiska övervakningssystem i framtiden kan användas för att reducera olycksrisken för t.ex. örnar vid vindkraftverk. Teknik som gör liknande system användbara även nattetid är också under utveckling men har såvitt vi känner till inte kommit lika långt som ovanstående. Därmed är de lösningar som ligger närmast till hands för kommersiellt bruk endast aktuella för dagaktiva arter. Vi gör i nuläget bedömningen att det ännu återstår en hel del innan ”smarta vindkraftverk” med automatisk igenkänning av fåglar och därpå följande varning

och/eller avstängning av verk är en färdigutvecklad teknik som på något avgörande sätt kan användas i större skala för att reducera olycksriskerna.

Enligt Zimmerling m.fl. (2013) används radar för ett liknande syfte i anläggningar i USA. Några närmare uppgifter om detta framgår inte men sannolikt handlar det då snarare om upptäckt av situationer (dagar eller nätter) med många fåglar flygande i vindkraftområdet följt av mer långvarig nedstängning (hel dag/hel natt) av verk, snarare än tillfällig avstängning av verk i akuta situationer när en enskild fågel är på väg rakt mot ett enskilt verk.

### 3p. Skyddsavstånd till känsliga fågelförekomster – generellt

Skyddsavstånd, eller buffertzoner, kring känsliga fågelförekomster föreslogs för vissa arter och artgrupper den första syntesrapporten (Rydell m.fl. 2011), och har sedan dess använts för att minska risker för negativ påverkan från vindkraft. De skyddsavstånd som vi föreslog i (Rydell m.fl. 2011) togs i sin ursprungsform fram som rekommendationer från Sveriges Ornitologiska Förening – BirdLife Sverige (SOF-BirdLife). Några av de förslagna avstånden förändrades från förslagen från SOF-BirdLife till den första syntesrapporten. Exempelvis föreslog SOF-BirdLife tre km skyddsavstånd för örnböna, medan syntesrapporten föreslog 2–3 km (Rydell m.fl. 2011). Två år senare (hösten 2013) reviderades föreningens vindkraftspolicy (<http://birdlife.se/sveriges-ornitologiska-forening/fagelskydd/vindkraft/sof-birdlifes-vindkraftspolicy/>) och i samband med detta gjordes vissa tillägg.

Det finns därmed vissa avvikelser mellan de skyddsavstånd som föreslogs i Rydell m.fl. (2011) och de som idag föreslås av SOF-BirdLife. I de fall där skyddsavstånd bakats in i juridiska beslut har det så här långt i stort endast handlat om boplatser för örnar eller andra större rovfåglar. En vedertagen praxis har blivit att vindkraftverk inte får byggas inom två km från kända örnböna. Enstaka undantag finns dock från denna praxis under senare år.

I det följande går vi igenom tidigare föreslagna skyddsavstånd (både de aktuella från SOF-BirdLife och de från förra syntesrapporten), tittar på vilken ny kunskap som har tillkommit sedan 2011 och ger våra förslag på justerade skyddsavstånd. Vi redogör också för vilken kunskap som finns och som saknas för att man ska kunna ta beslut om mera vetenskapligt grundade skyddsavstånd, samt vilka andra överväganden som man kan göra istället för att använda skyddsavstånd i enskilda tillståndsärenden. I den här rapporten har vi inte nödvändigtvis följt SOF-BirdLifes rekommendationer i våra bedömningar av när och i vilka situationer skyddsavstånd kan vara lämpligt, och när avvikelser förekommer framgår detta nedan.

Vi är också väl medvetna om att användandet av skyddsavstånd inte är ett perfekt redskap som erbjuder fullständigt skydd för de fåglar de används för. Däremot är det ett praktiskt möjligt och många gånger rimligt sätt att förhålla sig till Artskyddsförordningen i enskilda tillståndsärenden. Genom

att använda skyddsavstånd följer hanteringen helt enkelt de lagar och förordningar som gäller i nuläget. Samtidigt vill vi sätta fingret på att enbart följa nu gällande lagar och förordningar inte på något vis behöver vara en garanti för att tagna beslut (om skyddsavstånd eller annat) garanterar livskraftiga populationer av de arter där skyddsavstånd kan komma ifråga eller används. Vi menar att målsättningen bör och måste vara att upprätthålla gynnsam bevarandestatus och livskraftiga bestånd av i landet naturligt förekommande (här: fågel)arter, samtidigt som en demokratiskt beslutad samhällsutveckling kan fortgå. Vi diskuterar därför alternativa angreppssätt till artskyddsfrågor samtidigt som vi givetvis inser att det ibland krävs ändringar av lagar och förordningar, eller i alla fall nya tolkningar av dessa, innan man kan använda sig rent praktiskt av en del av de tankar som vi redogör för här.

Innan vi går in på en mer detaljerad diskussion kring föreslagna skyddszoner för olika arter och grupper av arter är det först viktigt att klargöra något kring bakgrunden till de skyddsavstånd som redan föreslagits och använts och/eller som föreslås nedan. Kring dessa finns tyvärr flera mycket vanliga och väl spridda oklarheter och i vissa fall rena felaktigheter.

Skyddszoner är ett sätt att minska risker för något (här för fåglar i förhållande till vindkraft), ingenting annat. Logiken bakom det hela är helt enkelt att ”ju längre bort, desto mindre risk”. De idag använda och nedan föreslagna skyddszonerna är inte avsedda att plocka bort alla risker. Det är helt enkelt inte praktiskt möjligt. Detta innebär exempelvis att det aldrig har varit tanken eller syftet att skyddszoner för exempelvis örnar ska täcka in hela de områden som ett enskilt örnpår rör sig inom, vare sig under enbart häckningssäsongen eller under hela årscykeln.

Det finns väldigt sällan någon strikt vetenskaplig grund bakom storleken på de skyddszoner som används och föreslås. Att det har blivit exakt de avstånd det har blivit är en kompromiss mellan de önskemål som funnits från de som vill skydda fåglarna och de som vill bygga något som innebär en potentiell påverkan (här vindkraft). Skyddsavstånd kan absolut vila på vetenskaplig grund, men då måste man också vara klar över exakt vad är det man vill ha en vetenskaplig grund för. Ofta uttrycks detta enbart i den något oklara termen ”påverkan”, vilken man vill undvika, minska eller minimera. Men vilken typ och grad av påverkan är det rimligt att man kan ta hänsyn till genom ett skyddsavstånd? Detta är inte alls enkelt att ge ett klart och tydligt svar på. Vi tar nedan upp några exempel på vad som skulle kunna användas som vetenskaplig grund för skyddsavstånd i samband med de båda örnarna. Med detta menar vi inget annat än att just ge exempel på hur man skulle kunna använda sig av vetenskapliga resultat för att komma fram till hur stora skyddszoner ska vara. Hur man sen i praktiken väljer att göra är en annan sak.

Det finns ofta önskemål om att skyddszoner ska anpassas till den faktiska verkligheten i form av observationer eller mätningar av hur de i det aktuella fallet intressanta fågelindividerna har rört sig i ett område, istället för att använda sig av generella cirkelformade zoner (som vi har gjort hittills). Vi menar att detta i grunden givetvis är en god tankegång, men att den tanken i

regel inte ger fåglarna ett bättre skydd, helt enkelt för att det är ytterst ovanligt att vi kan förutsäga hur rörelserna kommer att se ut i framtiden. Naturen är näst intill aldrig statisk och stabil, annat än över relativt korta perioder. Födötillgång och andra förhållanden varierar mellan år och därmed kommer också fåglars rörelsemönster att variera och förändras mellan åren. I sådana lägen ger sannolikt generella och schablonartade (oftast cirkelformade) skyddszoner ett bättre genomsnittligt skydd, med mindre risker, jämfört med zoner som anpassats efter hur förhållandena såg ut för ett eller flera år sedan.

I allmänhet rekommenderar vi att skyddszoner, när sådana används, bör vara generella, och då oftast cirkulära, även fortsättningsvis och att mätningar och observationer av rörelsemönster förvisso kan ge intressant information men i stort är onödiga när det gäller utformning av skyddszoner.

Sedan kommer vi allt oftare, i takt med att vi fått och får alltmer vindkraft och annan påverkan på vår natur, att hamna i lägen där skyddszoner inte är det enda svaret på hur man bäst tar hänsyn till skyddsvärda fågelförekomster. Mer om det i det avslutande i genomgången i kommande avsnitt.

### 3q. Lommar – skyddsavstånd

Inga skyddsavstånd föreslogs för lommar i Rydell m.fl. 2011. SOF-BirdLife och Projekt Lom rekommenderar en skyddszon på en km från sjöar och tjärnar där lommar regelbundet häckar. Till detta rekommenderas också att fria flygvägar (utan vindkraftverk) mellan häckningsvatten och fiskedito. Dessa rekommendationer baseras i mångt och mycket på generella bedömningar om uppträdande och beteende och bygger från början på riktlinjer som tagits fram för skotska förhållanden (Bright m.fl. 2006).

Som vi redogör för i avsnitt 3e har Projekt Lom under senare år börjat samla in data kring häckningsresultat och förekomst av lommar i samband med vindkraft. Datamängden är än så länge liten och de insamlade resultaten ger inga entydiga resultat som direkt kan användas för att föreslå reviderade skyddsavstånd i nuläget.

Baserat på det än så länge skrala kunskapsläget, och på det faktum att Sverige hyser stora andelar av de europeiska häckande bestånden utanför Ryssland av både smålom (knappt 20 %) och storlom (drygt 30 %), finner vi att det fortsatt finns anledning att vara försiktiga och bibehålla ovanstående rekommendationer tills bättre kunskap finns att tillgå.

Vi föreslår därför fortsatt en km skyddszon från vatten där lommar häckar, samt att man också ser till att hålla så fria flygvägar som möjligt mellan häcknings- och fiskevatten. Skyddsavstånden bör räknas från kanten av häckningsgöl för smålom, eller från stranden av häckningssjö för storlom, inte från den exakta boplatsen. Vid häckningsförekomster av storlom i större sjöar eller i skärgårdsmiljö rekommenderar vi att skyddsavstånden räknas från stranden av den del av sjön/viken/skärgårdsavsnittet som ligger i direkt anslutning till häckningsplatsen. Vi rekommenderar också att man om möjligt håller minst en km breda fria flygkorridorer mellan häcknings- och fiskevatten

för lommar. Med vatten där lommar häckar menar vi platser där häckning har skett vid något tillfälle under de senaste tio åren. Särskilt smålommar byter ofta häckningsgölar mellan åren och för den artens bevarande kan det krävas skydd för betydligt fler potentiella häckningsvatten än vad som används under ett givet enskilt år.

### 3r. Andfåglar – skyddsavstånd

Vi rekommenderade ett skyddsavstånd på 500 m från rastningslokaler som regelbundet hyser många andfåglar i Rydell m.fl. (2011). Med rastningslokaler avsåg vi då fågelsjöar, strandängar och kustlokaler men inte åkermarker. SOF-BirdLife anger följande i sin vindkraftpolicy: ”Våtmarker och strandängar är viktiga områden för många arter utöver gäss och ska alltid undantas från vindkraft”.

Vi kan inte se att det framkommit någon ny kunskap som föranleder någon ändring av vår rekommendation om 500 m skyddsavstånd från rastningslokaler med många andfåglar i sjöar, våtmarker och kustområden. När man ska definiera vad som är ”många andfåglar” föreslår vi helt enkelt att områden som regelbundet hyser minst 1 % av den svenska häckande populationen av någon andfågelart, eller regelbundet minst 1 000 andfågelindivider (av alla arter sammantaget) ska räknas som sådana. Populationsstorlekar för samtliga i Sverige häckande fåglar återfinns i Ottosson m.fl. (2012). Kriteriet 1 % av total populationsstorlek är det som används inom den internationella konventionen för skydd av värdefulla våtmarker (den sk. Ramsarkonventionen, <http://www.ramsar.org>; <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/Internationellt-miljoarbete/miljokonventioner/Vatmarkskonventionen>) Avståndet bör gälla från kant av området ifråga, där detta övergår i annan miljö, inte från den exakta plats inom området som fåglarna har observerats på.

SOF-BirdLife rekommenderar också ett skyddsavstånd på en km från häckningsplatser av sädgås *Anser fabalis* och fjällgås *Anser erythropus*. Här finns ingen specifik kunskap om de två arterna under häckningstid och vindkraft, men enbart det faktum att sädgåsen bedöms som nära hotad och fjällgåsen som akut hotad enligt den Svenska Rödlistan (Artdatabanken 2015), samt att Sverige hyser de enda häckande fjällgässen inom EU, är skäl nog att bibehålla den ovan nämnda rekommendationen. Avstånden bör gälla från kant av häckningsmyr för sädgås, medan det för fjällgås knappast är aktuellt med vindkraft i de fjällområden som häckande fjällgäss rör sig i.

### 3s. Kungsörn – skyddsavstånd

I Rydell m.fl. (2011) rekommenderade vi ett skyddsavstånd på 2–3 km till örnars (båda arterna) boplatser. Få detaljer kring detta förslag gavs i Rydell m.fl. (2011), men därefter har diverse förtydliganden gjorts i olika sammanhang

vilket innebär att rekommendationen idag även inkluderar s.k. alternativbon i de fall sådana är kända. Baserat på flera domar har ett avstånd av två km till örnböna blivit ett slags riktmärke som vindkraftsindustri och myndigheter har kunnat använda sig av vid planering av vindkraft sedan dess. Skyddsavstånd på två km till närmaste vindkraftverk från befintligt kungsörnsbo är emellertid inte ett avstånd som är hugget i sten. Det finns exempel på domar där ett längre skyddsavstånd ansetts vara nödvändigt (t.ex. Mål i Mark- och miljödomstolen nr M 1394-14 i Östersunds tingsrätt).

### **Andras rekommendationer och syn på skyddsavstånd för kungsörn**

SOF-BirdLife skriver i sin aktuella vindkraftpolicy att ”skyddsavstånd till boplatser ska normalt inte understiga tre km. I vissa fall kan zonen behöva göras större beroende på hur örnarna rör sig i området”. Kungsörn Sverige, den ideella föreningen som samlar huvuddelen av landets kungsörnsinventerare inkl. de lokala och regionala kungsörnsgrupperna, anser att kungsörnarna behöver en fem km skyddszon kring boplatser där inga vindkraftverk placeras. Precis som SOF-BirdLife skriver de också i version 1 av sin vägledning för inventering, hänsynstagande och kontrollprogram av kungsörn i samband med vindkraftsexploatering ([http://www.kungsorn.se/inventeringsvagledning\\_vindkraft.pdf](http://www.kungsorn.se/inventeringsvagledning_vindkraft.pdf); version 1. 30 september 2014) att ”denna zon kan vid behov utökas, t.ex. genom dokumentation av flygvägar och lokalisering av jaktmarker”.

Länsstyrelserna i Västerbottens (Alatalo & Bernhold 2010) och Jämtlands län (Länsstyrelsen Jämtlands län 2016) har arbetat fram strategier för kungsörn och vindkraftsetablering i respektive län. Genom att rangordna befintliga kungsörnsrevir utifrån vissa kriterier, främst ungproduktion över tid men även annan historik m.m., föreslås olika typer av skyddszoner i båda länen. De mest värdefulla reviren föreslås få skyddsavstånd kring boplatser på minst tio km, eller som man uttrycker det i Västerbottensrapporten ”så väl tilltaget att ingen risk för negativ påverkan ska finnas”. I praktiken är det därför inte skyddszoner i sig som föreslås, utan områden som är fria från vindkraft, även om man uttrycker det i termen av just skyddszoner. Detta förfaringsätt ligger mycket nära tankarna om att man för att se till att gynnsam bevarandestatus kan upprätthållas för den svenska kungsörnspopulationen, bör avsätta så pass stora ytor utan höga risker för kungsörnar (oavsett vad som orsakar riskerna) som krävs för denna målsättning (se vidare nedan).

De näst högst värderade reviren föreslås få skyddszoner runt boplatser som ”anpassas efter rådande kunskap”. Rapportförfattarna föreslår att zonerna ”anpassas efter terrängen och örnarnas aktivitet så att låg risk för negativ påverkan på örnarna kan påvisas”. De föreslår även att: ”I områden i direkt anslutning till kända boplatser, i kända stråk mellan boplatser och födosöksområden, samt i kända termikflygningsområden med kraftiga uppåtstigande vindar bör vindkraftverk undvikas”. Avstånd till boplatserna föreslås vara minst två km, men kan också vara längre.

För de lägst rankade reviren föreslås generella (cirkelformade) skyddszoner på minst två km runt boplatser. För mer värdefulla revir inom denna rankingsgrupp föreslås dock zoner på 3–4 km från boplatser.

Nyupptäckta revir i Jämtlands län vill man ska undersökas nog under tre års tid och under den tiden ha en skyddszon på minst tio km tills man vet mer om dessa (Länsstyrelsen Jämtlands län 2016). Från Västerbotten anges att skyddszoner på 1–2 km kan användas vid ”häckningar av mycket liten betydelse” (Alatalo & Bernhold 2010). Det är för oss oklart vad sistnämnda egentligen innebär.

Singh m.fl. (2017) har i en helt nyutkommen rapport om nordsvenska kungsörnars rörelser sammanställt en lista på av dem föreslagna skyddsåtgärder för arten i förhållande till vindkraft. Man inleder med att konstatera att 2–3 km stora, cirkelformade skyddszoner är ett ”grovt och enkelt skyddsinstrument som kan vara alltför schablonmässigt och otillräckligt”. Man fortsätter sedan med att rekommendera att skyddszonernas utformning bör anpassas efter hur örnarna använder sina hemområden. Med andra ord att det krävs detaljstudier av varje enskilt örnrevir för att avgöra hur just det revirets skyddszon ska se ut. Vidare förordar man att vindparker bör designas så att miljöer som kungsörnar föredrar (hyggen för jakt och sluten, mogen skog där boplatserna finns) utgör en så liten andel som möjligt. Parker i tät ungskog rekommenderas, och där ska helst tid till avverkning överstiga vindkraftverkens livslängd. Man föreslår också att vindkraftparker bör placeras på behörigt avstånd från branta bergsryggar, klippbranter och liknande, medan vindkraft på höglänta plåtåer med tät ungskog bör fungera väl så länge de brantare partierna undviks. Som möjliga åtgärder för att minska riskerna för örnar i befintliga och planerade parker föreslås också att man bör se till att det finns goda jaktmarker i form av hyggen på behörigt avstånd från vindparker och att överenskommelser bör slutas med jaktlag så att inga slaktrester (som lockar till sig örnar) från jakt ska finnas i och i anslutning till vindparker. Singh m.fl. (2017) föreslår också en mer långsiktig landskapsplanering och att man, precis som i strategierna från Västerbottens och Jämtlands län, bör ta hänsyn till örnrevirens produktivitet och historik i beslut om vilka former av skydd som man ger dessa.

Baserat på i princip samma dataset som ingår i rapporten ovan beskriver Singh m.fl. (2016) att det främst är mogen, lavrik barrskog som föredras av kungsörnarna. Man anger där även att denna typ av skog inte bara hyser de flesta boplatserna utan också kan vara attraktiv som jaktmark.

### **Vår syn på skyddsavstånd för kungsörn samt på ny kunskap från norra Sverige**

Ett skyddsavstånd till örnbon, inom vilket vindkraftverk inte får byggas, ger inte ett totalt skydd mot vindkraftsrelaterade olyckor för häckande och/eller unga örnar oavsett hur stort det är. Skyddsavståndet innebär en riskminskning utifrån logiken att ju längre bort vindkraftverk lokaliseras från örnarnas boplatser desto mindre flygaktivitet bör det bli i verkens närhet, och därmed lägre risk för olyckor med vindkraftverk. Vi visste redan tidigare att häck-

ande kungsörnar i norra Sverige i regel rör sig över betydligt större områden än de skydds zoner som föreslagits i förhållande till vindkraft. Syftet med sistnämnda har därmed aldrig varit, och kan väldigt sällan vara, att täcka in hela det område som ett örnpär rör sig över. Vare sig under häckningstiden eller ännu mindre under hela årscykeln. Istället handlar det om att välja ett skyddsavstånd som utgör en rimlig kompromiss mellan risknivån för örnarna och vindkraftsintressen när sådana finns.

Den detaljerade information som framkommit genom följningarna av vuxna kungsörnar i norra Sverige (Hipkiss m.fl. 2013, Singh m.fl. 2016, 2017) kan man använda sig av för att skapa mer vetenskapligt grundade skyddsavstånd för kungsörnar i förhållande till vindkraft. Men även om man gör det kommer det ändå att finnas flera olika varianter på hur man väljer att göra och hur stora skyddsavstånd man kommer att förespråka. Om man utgår från vad som i Singh m.fl. (2016, 2017) definieras som kärnområden för de följda kungsörnarna (= området inom vilket 50 % av aktiviteten har konstaterats) och om man bestämmer sig för att det är just så stora områden man vill skydda så motsvarar detta en skyddszon med en radie på mellan 1,3 och 3,1 km från boplatsen. I de allra senaste och mest detaljerade analyserna av sändarförsedda kungsörnarnas nyttjande av landskapet kring boplatser i norra Sverige är de av Singh m.fl. (2017) beräknade kärnområdena uppsplittrade i mindre områden där 50 % av positionerna samlats, med ytor med mindre nyttjande emellan. Detta innebär att ett kärnområde i verkligheten inte motsvarar en sammanhängande yta, eller all yta inom en cirkel med radie mellan 1,3–3,1 km. Istället är kärnområdet utspritt över ett större område än så. Utifrån de presenterade resultaten i Singh m.fl. (2017) går det dock inte att utläsa hur mycket större ett sådant skyddsområde skulle behöva vara för att täcka in hela kärnområdet, och med allra största sannolikhet varierar detta mycket mellan olika revir. Använder man istället det definierade hemområdet, där huvuddelen (95 %) av all aktivitet under häckningstiden skett bör skyddszonerna ha en radie på 3,1–5,6 km från boplatser. Detta område är enklare att tolka då det är frågan om ett sammanhängande område som grovt sett motsvarar en cirkel med nämnda radie. Tar vi istället medelvärden för över hur stora områden som både hanar och honor av kungsörn rör sig totalt sett över hela häckningssäsongen landar vi på zoner med en radie av upp till 9,4 km från bon. Skulle man slutligen använda sig av den områdesstorlek som den enskilda individ som rört sig över allra störst område under häckningstiden uppvisat, motsvarar det en skyddszon med en radie på 20,3 km från bo.

Vi nämner dessa olika varianter här för att visa att beroende på vilka bedömningar och prioriteringar man gör så kan man hamna på skyddszoner av väldigt olika storlek. Vilket eller vilka av dessa avstånd man väljer som grund för beslut om skyddsavstånd beror på hur starkt skydd man anser är rimligt i förhållande till övriga avvägningar som behöver göras.



## **Våra rekommendationer om skyddsavstånd för kungsörn i norra Sveriges skogslandskap**

Den av oss tidigare föreslagna skyddszonen på 2–3 km, motsvarar relativt väl den totala ytan av funna kärnområden i norra Sverige (Norrland samt Dalarna) och är därför grunden i vår fortsatta rekommendation. Vår bedömning är att om man kombinerar generella skyddszoner av denna storlek med att man låter bli att bygga vindkraft i vissa specifika miljöer där kungsörnar spenderar mer tid inom ett större område runt den inre zonen, så bör man nå en rimlig kompromiss i de allra flesta fall. Det större området bör då motsvara hemområdet, d.v.s. vara området inom en radie på 6 km från kända bon. Inom det större området kan man då tillåta att vindkraft byggs i miljöer som inte föredras av kungsörnar.

Miljöer där kungsörnar spenderar mer tid och där man bör undvika att bygga vindkraft är särskilt branta bergsryggar, branter och sluttningar där uppvindar ofta bildas. Sådana som är riktade mot väderstreck mellan söder och nordväst är i större delen av Sverige de som är vända mot den oftast förhärskande vindriktningen, och därmed sådana där uppvindar oftast bildas. I direkt anslutning till sådana bör inga vindkraftverk byggas inom den större zonen kring kända kungsörnsbon.

Även bestånd av skog med högre generella naturvärden (naturvärdesklass 1, 2 eller 3, SS 199000:2014) samt äldre uppvuxen, lavrik skog, är exempel på miljöer av större värde för kungsörnar. Sammanhängande äldre uppvuxna skogsbestånd med stort inslag av lavrik mark inom 6 km från kända örnbön är också sådana där man inte bör bygga vindkraft, om man vill minska riskerna för kungsörnar.

Däremot ser vi ingen större anledning till att låta bli att bygga vindkraft i delar av den större zonen som är hygge i samband med ansökan och planering av vindkraftsetablering, även om hyggen är föredragna som jaktmarker av kungsörn. Områden som idag, eller när ansökan om att få bygga vindkraft lämnas in, är hyggen kommer relativt snart att vara ungskog, en miljö som inte föredras av kungsörnar.

Om man vill inbegripa hyggen i hänsyn till kungsörnar så är det förekomsten av framtida hyggen som man bör fokusera på, d.v.s. bestånd som under projektering och ansökan är så nära avverkningsmogen skog som möjligt. Genom att ta hänsyn till uppvuxna skogsbestånd enligt ovan når man en bit på den vägen. Fullständig hänsyn till framtida hyggen skulle vara möjlig inom ramen för en mer landskapsorienterad, storskalig planering där skogsbruk, vindkraft och annan eventuell påverkan vägs samman. Vi konstaterar att vi nuläget inte är i ett läge där detta är realistiskt fullt ut.

Vi behåller och utgår därför från den rekommendation vi gjort tidigare, men förser den med tilläggen enligt ovan. I praktiken innebär detta i vi rekommenderar en inre, mindre zon med 2–3 km radie från boplatser inkl. kända alternativbon, där ingen vindkraft bör byggas över huvud taget. Till detta lägger vi en större yttre zon, inom 6 km radie från boplatser, där vindkraft ej bör byggas i direkt anslutning till branta bergsryggar, sluttningar

och branter där uppvindar ofta bildas. Inte heller inom bestånd av skog med högre generella naturvärden (naturvärdesklass 1, 2 eller 3, SS 199000:2014), eller i sammanhängande äldre uppvuxna skogsområden med stort inslag av lavrik mark där skogen har en sådan karaktär att den är viktig för kungsörnars jakt och häckning, bör några vindkraftverk byggas inom 6 km avstånd från kända bon av kungsörn.

Inom den större zonen, från 2–3 km avstånd från bo till 6 km avstånd från bo, kan då samtidigt vindkraft byggas i miljöer som inte används, eller inte kommer att användas när kraftverken väl byggs, i någon större omfattning av kungsörnar. Detta främst i områden som idag är, eller vid byggstart kommer att vara, ungskog eller annan tät skog som under större delen av vindkraftverkens livslängd kommer att vara en relativt sett oattraktiv miljö för kungsörnar.

### **Våra rekommendationer om skyddsavstånd för kungsörn i södra Sverige**

I södra Sverige (Götaland och Svealand exkl. Dalarna) behåller vi vår tidigare rekommendation om 2–3 km skyddsavstånd från bo, inkl. kända alternativbon, av kungsörn utan ovanstående tillägg. Detta främst eftersom vi saknar lika detaljerad kunskap om revirstorlekar och om vilka miljöer som föredras av kungsörnar i södra Sverige. I den mån att lokal kunskap finns om stabila jaktmiljöer som används regelbundet av häckande kungsörnar kan sådan kunskap vägas in i den lokala planeringen. Stabila jaktmiljöer kan i södra Sverige exempelvis vara bytesrika gräsmarker.

### **Slutord om skyddsavstånd för kungsörn**

Vi är som vi redan redogjort för ovan skeptiska till att anpassa skyddszoners utformning utifrån hur örnar setts använda området, om vi bortser från miljöer som föredras av örnar enligt ovan. Vår bedömning är att zoner som anpassas exakt efter funna lokala örn rörelser sannolikt inte leder till ett bättre skydd av örnarna, eftersom variationen mellan år i var de bästa jaktmarkerna finns, och därmed var örnarna rör sig i detalj, troligen är alltför stor. Särskilt i de skogsdominerade norra delarna av landet. Detta innebär också att vi inte rekommenderar detaljerade studier av varje enskilt örnspars rörelser i områden där man är intresserad av att bygga vindkraft. Vi bedömer att generella skyddszoner samt undvikande av ovan nämnda miljöer ger minst lika goda möjligheter till skydd för örnarna.

Sett till populationsbevarande, både regionalt och i nationellt perspektiv, kan det säkerligen i vissa fall vara mer gynnsamt att se till att planera in vindkraft i områden där så få örnar som möjligt påverkas eller där häckningsframgång och revirstabilitet har varit låg. I sådana fall kan man också tänka sig att i sådana områden göra undantag från generella skyddsavstånd för ett mindre antal par/revir. Ett utpekande av områden med de minsta riskerna för örnar där man bygger vindkraft, innebär i praktiken också samtidigt att man undantar stora, andra områden från vindkraftutbyggnad. Detta då i delar

som hyser flertalet örnrevir eller som hyser de mest produktiva och stabila reviren. Ett sådant förfarande kan vara rimligt att använda både i södra och i norra delarna av landet.

### 3t. Havsörn – skyddsavstånd

För havsörn föreslog vi i Rydell m.fl. (2011) att skyddsavstånd på 2–3 km från boplatser bör användas. Precis som för kungsörnen har ett avstånd på två km därefter blivit något av en allmän praxis, även om kortare avstånd oss veterligen har fastslagits i en dom. Mark- och miljödomstolen i Umeå tingsrätt (Mål nr M 1132-14) bedömde att en km skyddsavstånd från ett havsörnsbo var tillräckligt då flygvägar från och till boet ansågs vara väl dokumenterade. SOF-BirdLife föreslår skyddszoner på minst tre km från boplatser även för havsörn.

Som vi redogör för i avsnitt 3g ovan, har studier på ön Smøla i Norge (Dahl m.fl. 2011, Dahl 2014) och en analys av häckande havsörn längs den finska kusten (Balotari-Chiebao m.fl. 2015) bidragit till att kunskapen om vindkraftens effekter på häckande havsörnar har ökat. Använder vi uppgifterna från de analyserna kan vi konstatera att på Smøla noterades förhöjd dödlighet för havsörnar som häckade inom fem km från vindparken, samtidigt som dödligheten var allra högst för fåglar med bon inom en km från parken. Påverkan på häckningsframgång noterades där också inom en km från vindparken. Samtidigt fann man i Finland ett tröskelvärde på fyra km avstånd från kraftverk där sannolikheten för lyckad häckning sjönk under 60 %, en nivå man vill hålla sig över för att bevara havsörnsbeståndet på en stabil nivå. Beroende på vad man prioriterar skulle man baserat på denna information kunna föreslå skyddsavstånd på en km (påverkan på norsk häckningsframgång/den högsta norska dödligheten), fyra km (finskt tröskelvärde för tillräckligt stor andel lyckade häckningar) eller fem km (förhöjd norsk dödlighet). Sett i skenet av allt detta menar vi att tidigare föreslagna skyddszoner på 2–3 km förefaller rimliga även framöver, även om den exakta storleken på skyddszonerna givetvis kan diskuteras.

För havsörn är det rimligt med viss anpassning av utformningen av skyddszoner utifrån omgivande geografi. Havsörnar jagar främst i blöta miljöer och därför kan man i vissa fall tänka sig att minska storleken på skyddszonerna åt håll från bon där inga blöta miljöer finns inom rimligt avstånd.

### 3u. Övriga medelstora och stora rovfåglar – skyddsavstånd

Utan att definiera närmare vilka arter vi syftade på rekommenderade vi i Rydell m.fl. (2011) skyddsavstånd på en km från boplatser för denna grupp. Här försöker vi vara mer precisa och tar upp de arter vi bedömer som relevanta för svenska förhållanden.

### **Röd glada**

SOF-BirdLife rekommenderar skyddszoner på minst en km från ”platser med större antal bon och områden där koncentrationer av glador regelbundet förekommer”. En mycket stor del av Sveriges glador finns än så länge i Skåne även om en långsam spridning pågår norrut främst i Götaland. Den utveckling vi ser idag är i mångt och mycket en återhämtning efter att arten varit hårt tillbakaträngd av förföljelse och miljögifter fram till 1970-talet (Ottosson m.fl. 2012). Generella skyddsavstånd från boplatser ser vi inte som ett rimligt redskap inom större delen av det svenska huvudutbredningsområdet. Möjligen kan skyddszoner på en km från boplatser användas i delar av landet där man vill att arten ska expandera och där arten ännu inte är särskilt vanlig. Vi föreslår istället att man bör använda mer storskalig planering där man ser till att det finns tillräckligt stora områden utan vindkraft för att livskraftiga regionala bestånd av röd glada ska kunna finnas.

### **Brun glada**

Den bruna gladan är en fåtaligt häckande fågel i Sverige och tas inte upp i SOF-BirdLifes vindkraftpolicy. Vi föreslår att boplatser för brun glada ska omfattas av skyddszoner med en km radie.

### **Bivråk**

SOF-BirdLife föreslår skyddszoner på en km runt boplatser eller område som ingår i revirets kärna. Boplatser för bivråk är notoriskt svåra att finna och därmed är ovan nämnda rekommendation svår att följa i praktiken. I den mån att man faktiskt hittat boplatser eller kan identifiera kärnområden i revir instämmer vi i SOF-BirdLifes rekommendation. Precis som för röd glada föreslår vi annars att man för bivråken bör använda sig av en mer storskalig planering där man helt enkelt ser till att det finns tillräckligt stora ytor av lämplig miljö för bivråkar på regional nivå för att gynnsam bevarandestatus ska kunna upprätthållas.

### **Fiskgjuse**

SOF-BirdLife föreslår skyddszon på en km från boplatser samt fri passage från bo till aktuella fiskevatten. Vi instämmer i denna rekommendation. Flygkorridorer utan vindkraftverk mellan boplatser och fiskevatten inom fem km från bon bör vara en km breda.

### **Fjällvråk, blå kärrhök *Circus cyaneus* och jorduggla *Asio flammeus***

SOF-BirdLife föreslår skyddszon på en km från platser där dessa arter häckar regelbundet. Ett praktiskt problem här är att alla tre arterna är beroende av smånagare och att de därmed inte häckar varje år. ”Regelbundet” blir därför ett något svårtolkat begrepp. Vi är i dagsläget osäkra på om det finns några platser i Sverige där blå kärrhök häckar regelbundet och bedömer dessutom arten som mindre känslig för negativ påverkan från vindkraftverk än fjällvråken. Vi föreslår därför att skyddszoner endast används för fjällvråk,

och att man för denna art bör förse boplatser där arten häckat under den senaste gnagartoppen med skyddszoner med en radie av en km.

Precis som för en del andra rovfågelarter föreslår vi även att man för fjällvråk och blå kärrhök bör använda sig av en mer storskalig planering där man helt enkelt ser till att det finns tillräckligt stora ytor av lämplig miljö för dem på regional nivå för att gynnsam bevarandestatus ska kunna upprätthållas.

SOF-BirdLife tar tillsammans med fjällvråk och blå kärrhök även upp jordugglan i detta sammanhang, sannolikt eftersom det också är en gnagar-specialist med vissa ekologiska likheter med de två andra arterna. SOF-BirdLife föreslår skyddszoner på en km från platser där jorduggla ”häckar regelbundet”. Vår bedömning är att det förvisso finns mer storskaliga områden där jordugglan dyker upp och häckar med någon slags regelbundenhet under goda gnagarår, men i väldigt varierande omfattning och sällan med någon regelbundenhet alls när det gäller själva boplatserna. Vi ser därför ingen egentlig praktiskt genomförbar möjlighet att använda skyddszoner för denna art.

### Ängshök

Även för ängshök föreslår SOF-BirdLife skyddszoner på en km, men som i detta fall ska omfatta ”områden där fåglarna regelbundet vistas eller häckar”. Eftersom ängshöken är en fåtaligt häckande fågel i Sverige, klassad som starkt hotad i den Svenska rödlistan (Artdatabanken 2015) bedömer vi det som rimligt att häckningsplatser förses med en km stora skyddszoner i förhållande till vindkraft. Detta bör särskilt gälla häckningsplatser i naturliga miljöer, ängshöken häckar understundom även i växande gröda på åkermark. Vi föreslår även att man för ängshöken använder sig av storskalig planering i ökad omfattning. Vi förespråkar att man avsätter tillräckligt stora ytor med lämplig miljö, där exploatering som innebär risk för negativ påverkan på ängshökar, undviks i lämpliga delar av landet för att det svenska beståndet av ängshök ska kunna fortleva. Extra viktigt finner vi att detta är i artens svenska kärnområde på Öland.

## 3v. Jaktfalk – skyddsavstånd

Rydell m.fl. (2011) och SOF-BirdLife har föreslagit ett skyddsavstånd på minst tre km runt boplatser av jaktfalk *Falco rusticolus*. Ingen information som föranleder någon ändring av denna rekommendation har framkommit.

## 3w. Pilgrimsfalk – skyddsavstånd

Precis som för jaktfalk är vi helt överens med SOF-BirdLife om att de föreslagna skyddszonerna på minst två km runt boplatser ska gälla även fortsättningsvis för pilgrimsfalk *Falco peregrinus*.

### 3x. Tjäder och orre – skyddsavstånd

I Rydell m.fl. (2011) och i SOF-BirdLifes vindkraftpolicy rekommenderas skyddszoner på en km från spelplatser med mer fem tjädertuppar eller fler än tio (Rydell m.fl. 2011) eller fem (SOF-BirdLife) orrtuppar. Vi gör idag bedömningen att skyddszoner för enbart spelplatser, och enbart i förhållande till vindkraft, knappast är något som gagnar tjäderns eller orrens bevarandestatus. Istället föreslår vi ökat fokus på de här arternas livsmiljöer, där spelplatser ingår, även i vindkraftsammanhang.

Med livsmiljöer menar vi då både spelplatser, miljöer där honorna föder upp ungar, samt miljöer där vuxna skogshöns spenderar övriga delar av året. Sådana miljöer bör i och i anslutning till vindkraftparker i skogsmiljö skötas på ett sätt som gynnar skogshöns. Villkor om sådan skogsskötsel skulle kunna kopplas till tillståndsgivning på samma sätt som exempelvis skyddsavstånd kopplas till tillståndsgivande idag. Detaljerade instruktioner om lämplig skogsskötsel för livsmiljöer både för tjäder och orre återfinns i Skogsstyrelsens *Vägledningar för hänsyn till fåglar* som återfinns på: <https://www.skogsstyrelsen.se/lag-och-tillsyn/artskydd/>. Vi rekommenderar att dessa vägledningar från Skogsstyrelsen används även i vindkraftsammanhang.

Vi vill samtidigt uppmärksamma att det finns än skarpare förslag på motsvarande vägledningar som har skrivits av SOF-BirdLife, och dessa finns tillsammans med kommentarer kring Skogsstyrelsens vägledningar att tillgå på: <http://birdlife.se/sveriges-ornitologiska-forening/fagelskydd/skogen/artskyddet-i-skogen/artvisa-vagledningar>

Intressanta insatser för att identifiera viktiga livsmiljöer för tjäder har gjorts i åtminstone tre län under senare år; Jönköping, Västra Götaland och Östergötland (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2014). Genom habitatmodellering baserad på satellitdata har man i delar av dessa län identifierat områden som har de kvaliteter som krävs för att vara viktiga livsmiljöer för tjäder. Sedan har man i många fall gjort fältbesök för att bekräfta detta. Just sådana insatser är ett mycket användbart redskap i mer storskaliga planeringsprocesser även för fler arter. Så länge man har god information om en arts miljökrav och tillgång till satellitdata av god kvalitet är detta en möjlighet som bör användas.

### 3y. Vadare – skyddsavstånd

Rydell m.fl. (2011) föreslog skyddszoner på 500 m kring värdefulla häcknings- och rastningslokaler för vadare. Vi avsåg där häckningslokaler på strandängar, myrar och fågelskär som hyser rödlistade arter eller mer speciella arter som är upptagna i Fågeldirektivets bilaga 1 (alla upptagna vadare utom ljungpipare och grönbena) eller lokaler med höga tätheter av vadare utom sådana på åkermark. Med rastningslokaler avsåg vi kust- och strandängslokaler som regelbundet hyser många rastande vadare, men inte rastningsplatser på åkermark. Vi definierade inte specifikt vad vi avsåg med ”många”.

SOF-BirdLife föreslår skyddszoner på en km runt häcknings- och spelplatser för ett urval hotade eller nära hotade vadararter. Dessa är brushane *Philomachus pugnax*, dubbelbeckasin *Gallinago media*, sydlig kärrensnäppa *Calidris alpina schinzii* samt rödspov *Limosa limosa*.

Vi föreslår att de två rekommendationerna bakas ihop och bör gälla tillsammans framöver. För de särskilt namngivna rödlistade arterna ovan (brushane, dubbelbeckasin, sydlig kärrensnäppa och rödspov) rekommenderar vi därmed ett skyddsavstånd på en km från häcknings- och spelplatser. I övriga fall rekommenderar vi en 500 m skyddszon. Vi sätter också upp antalskriterier för vad vi menar med ”många rastande vadare” och föreslår att områden som regelbundet hyser minst 1 % av den svenska häckande populationen av någon vadarart, eller regelbundet minst 500 vadarindivider (av alla arter sammantaget) ska räknas som sådana. Populationsstorlekar för samtliga i Sverige häckande fåglar återfinns i Ottosson m.fl. (2012). Skyddsavståndet bör gälla från kant av området ifråga, där detta övergår i annan miljö, inte från den exakta plats inom området som fåglarna har observerats på eller från där de exakta bo- eller spelplatserna finns.

### 3z. Måsar, trutar och tärnor – skyddsavstånd

Vår rekommendation om skyddsavstånd på en km från kolonier med minst tio häckande par av arter inom dessa grupper (Rydell m.fl. 2011) kvarstår oförändrat. Avståndet bör räknas från kolonins yttre kant.

SOF-BirdLife tar inte specifikt upp måsar, trutar och tärnor i sina rekommendationer, men listar bl.a. miljön *fågelskär* som en sådan som inte bör bebyggas med vindkraftverk, och skriver att en km skyddszon bör användas ”där vindkraftverk kan antas påverka fågelvärden inom aktuella områden”, vilket i praktiken innebär precis samma sak som i ovan nämnda rekommendation.

### 3å. Berguv – skyddsavstånd

Ingen ny kunskap kring påverkan på berguv har framkommit vad vi vet och därmed kvarstår vår (Rydell m.fl. 2011) och SOF-BirdLife tidigare rekommendation om skyddszoner på minst två km från boplatser för berguv.

### 3ä. Nattskärra – skyddsavstånd

Även om vindkraftens påverkan på nattskärra inte är säkert klarlagd gör vi bedömningen att genomförda svenska inventeringar tyder på marginell störningspåverkan från vindkraft på arten. Samtidigt är det väl känt att nattskärror regelbundet flyger långa sträckor (åtskilliga kilometer) för födosök. Skyddszoner från platser där hanar hörts spela förefaller därför ha begränsad

nytta när det gäller att minska riskerna för dödliga olyckor. Därför anser vi att skyddsavstånd inte är nödvändigt vid etablering i områden med förekomst av nattskärria, men att uppföljning inom kontrollprogram rekommenderas.

SOF-BirdLife rekommenderar att täta bestånd av försiktighets skull bör undantas från vindkraftsutbyggnad och även om vi inte rekommenderar direkta skyddsavstånd så håller vi till viss del med. Vi rekommenderar att täta bestånd av nattskärria (> två revir/km<sup>2</sup>) i naturliga miljöer, såsom hållmarkstallskog eller gles tallskog på mossar och motsvarande, bör undantas från vindkraftutbyggnad. Däremot ser vi ingen större nytta med att undanta täta förekomster på hyggen eller i ungsogar. De förekomsterna kommer ändå att flytta på sig så snart skogen vuxit sig äldre och tätare.

### 3ö. Bortom plats specifika bedömningar och åtgärder

Allt fler forskare börjar framföra idéer om att vi kanske inte kan klara att undvika negativ påverkan på biodiversitet och utbyggnad av förnyelsebar energi och annan ”nödvändig exploatering”, med enbart exempelvis skyddsavstånd och direkta åtgärder på enskilda platser där vi valt att göra olika former av utbyggnader. Alltmer kritik hörs också mot den plats specifika bedömning av ärende för ärende som görs inte bara i Sverige utan även i många andra länder. Nya och mer heltäckande angreppssätt och hantering av ärenden är vad som efterfrågas.

Kiesecker m.fl. (2010, 2011a) menar att mer strategisk, storskalig planering bör användas för att identifiera områden där påverkan blir så liten som möjligt och där man sen kan tillåta utbyggnad. På samma gång innebär en sådan hantering att man avsätter tillräckligt stora ytor utan utbyggnad för den biologiska mångfalden. Genom att sedan kombinera den strategiska, storskaliga planeringen med den åtgärdshierarki vi omnämner i avsnitt 3n bedömer författarna att det absolut bästa resultatet för både biologisk mångfald och utbyggnad av förnyelsebar energi kan uppnås.

Grünkorn m.fl. (2016) är inne på liknande tankegångar. Detta som en följd av resultaten att dagens vindkraft i norra Tyskland sannolikt påverkar populationsstorlekarna av några rovfågelarter negativt. Därför föreslår författarna dels att områden med höga tätheter och goda häckningsresultat för aktuella arter utan vindkraftverk måste avsättas och ges formellt och bestående skydd. Samtidigt föreslås program för att förbättra miljö kvaliteten för att i viss mån kompensera den dödlighet som vindkraften orsakar. Detta skulle kunna vara både i form av förbättrad födotillgång, ökat skydd för boplatser samt reducering av annan människoorsakad dödlighet. Allt detta skulle med fördel kunna göras inom regional storskalig planering. I detta koncept bör även generationsväxling av gamla vindkraftverk mot nya sådana ske så att antalet existerande verk i områden med väldigt många vindkraftverk kan minskas samtidigt som produktionen av vindkraftsel kan öka.



I USA har man tittat på hur mycket vindkraft som skulle kunna byggas i områden som redan är exploaterade och/eller störda av mänsklig aktivitet. Man skulle kunna ha stödsystem som gör det billigare att projektera i redan störda områden samtidigt som det blir dyrare att ta ostörda/oexploaterade områden/områden med höga naturvärden i anspråk för vindkraft (Kiesecker m.fl. 2011b). Liknande tankegångar har oss veterligen inte använts i Europa (ännu), men skulle kunna vara ytterligare ett sätt att bygga ut vindkraften med så lite påverkan på biologisk mångfald som möjligt.

Köppel m.fl. (2014) argumenterar för att man bör använda mycket mer av så kallad adaptiv planering för att begränsa negativ påverkan på biodiversitet. Detta innebär i klartext att man alltid i samband med utbyggnad av vindkraft (eller något annat) bör ha noggrann övervakning av vilka konsekvenserna blir. På så vis kan man om man upptäcker negativ påverkan införa åtgärder för att begränsa denna. Fortsatt övervakning ger sedan möjligheten till att prova sig fram till de lämpligaste lösningarna för just den aktuella platsen och de specifika problemen som uppstått där. Köppel m.fl (2014) menar att på så vis kan man ge tillstånd till att bygga på fler platser än om man bara utgår från initiala risknivåer.

## 4. Genomgång och utvärdering av svenska kontroll- och uppföljningsprogram

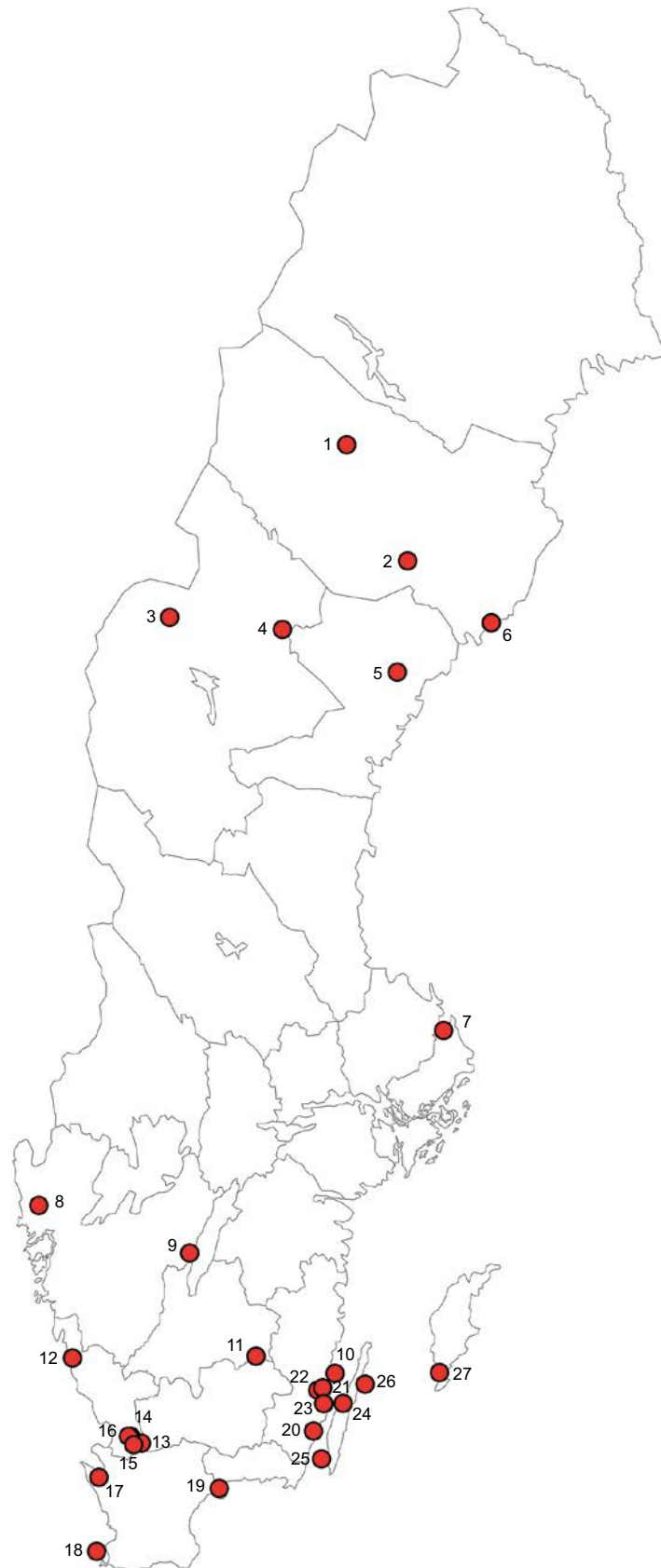
### 4a. Genomförda och pågående program

Vi har funnit 27 svenska kontroll- och uppföljningsprogram för fåglar som genomförts i Sverige för perioden 2001–2016 (Figur A 4.1, Tabell A 4.1 och A 4.2). De flesta men inte alla är kontrollprogram som ålagts projektörerna av beslutande myndigheter. Merparten av dessa har genomförts i södra delen av landet medan sex program kommer från norra Sverige. Skogsmark dominerar med 17 program följt av fyra program på jordbruksmark, tre marina vindkraftparker, två i lågfjäll samt ett kontrollprogram på kustnära strandängar. Åtta av programmen har utförts under ett enda år (i fyra program som en uppföljning av en tidigare studie), fem av dem under två år, sex under tre år, två under fyra år samt sex program under minst fem år. Några av programmen pågår fortfarande, t.ex. i Sidensjö vindkraftpark där kontrollprogrammet ska pågå i minst tio år.

I 15 av kontroll- och uppföljningsprogrammen har det gjorts eftersök av döda fåglar under vindkraftverken. Drygt hälften av programmen har genomförts som före-efter-studier där eventuella förändringar av fågelförekomst efter att vindkraftverken byggts har kunnat analyseras i flera fall. Ett kontrollprogram på Näsudden, Gotland gjordes som en före-efter-studie vid ett generationsskifte av vindkraftverk i en befintlig park. Flertalet av kontroll- och uppföljningsprogrammen med eftersök har av naturliga skäl enbart gjorts som studier efter etablering av vindkraftverk, men i två fall har både studier av häckande fåglar och eftersök genomförts på samma plats. Ett program av fågeltätheter gjordes enbart som en efterstudie med tillhörande referensområde. Sex av programmen har gjort anspråk på att ha följt upp eventuell påverkan på flyttande fåglar. I elva av kontroll- och uppföljningsprogrammen har det funnits vissa fågelarter eller grupper som stått i fokus. Oftast har det funnits särskilt intresse av att följa upp påverkan på örnar, men också smålom, jaktfalk, nattskärra, våtmarksfåglar som vadare och änder har varit utpekade målarter.

Alla kontrollprogram i vår sammanställning med undantag av två är genomförda av vindbolaget eller av vindbolagets konsulter. Ett av kontrollprogrammen (nr 10) är genomfört på privat initiativ av lokala ornitologer (främst K E Axelsson), vilka inventerat nattskärra i en stor vindkraftpark och ett annat (nr 23) har gjorts på eget initiativ av Seppo Ekelund. Det senare omfattar eftersök och är ett av endast fyra svenska eftersöksprogram där fågelkadaver lagts ut i fält för att studera hur snabbt de försvinner (tabell A 4.3).

Figur A 4.1. Lokalisering av de 27 kontrollprogram för fåglar som sammanfattas i rapporten.



Tabell A 4.1. Kontrollprogram avseende fåglar som genomförts vid vindparker i Sverige 2001–2016, deras metodik och innehåll.

Nr	Vindpark	Miljö	År	Antal verk	Typ	Eftersök	Fågeltäthet och utfall av häckning	Artinriktade studier	Flyttning
1	Storblaiken	Lågfjäll	2010–15	90	Före-efter		X		
2	Stor-Rotliden	Skog	2009–12	40	Före-efter		X	Kungsörn	
3	Storrun	Lågfjäll	2003–11	12	Före-efter	X	X	Jaktfalk, kungsörn	X
4	Stamåsen*	Skog	2012–16	26	Före-efter	X		Kungsörn	
5	Sidensjö	Skog	2012–15	48	Före-efter		X	Smålom, våtmarksfåglar	
6	Hörnefors	Skog	2011	11	Före-efter	X	X	Havsörn	X
7	Varsvik	Skog	2015	8	Efter	X			
8	Dingle-Skogen	Skog	2014–16	14	Före-efter		X	Nattskärra	
9	Skalleberg	Skog	2015	10	Efter	X			
10	Em	Skog	2012–13	4	Efter	X			
11	Lemnhult	Skog	2012–15	32	Före-efter		X	Nattskärra	
12	Västra Derome	Skog	2015	6	Före-efter		X	Nattskärra	
13	Grytsjö	Skog	2014	12	Före-efter		X		
14	Uddared	Skog	2014	9	Före-efter		X		
15	Skogaby	Skog	2014–15	4	Efter	X		Örn	
16	Oxhult-Kåphult	Skog	2011–12	19	Efter		X		X
17	Rögle-Västraby	Jordbruk	2014–16	13	Efter	X		Örn	
18	Lillgrund	Marin	2001–11	48	Före-efter		X	Sjöfågel	X
19	Lönneborg	Jordbruk	2015	2	Efter	X			
20	Vassmolösa	Jordbruk	2015	5	Efter	X			
21	Idhult	Skog	2011–13	9	Efter	X			
22	Skäppentorp	Skog	2011–13	1	Efter	X			
23	Rockneby	Skog	2013–15	5	Efter	X			
24	Räpplinge	Jordbruk	2013–15	4	Efter	X			
25	Utgrunden	Marin	2006–08	7	Efter				X
26	Kårehamn	Marin	2011–12	16	Före-efter			Havsörn	X
27	Näsudden	Kuststrandängar	2009–13	66	Före-efter	X	X		

\* Stamåsen, Bodhögarna, Ögonfågeln, Björkhöjden och Björkvattnet.

**Tabell A 4.2. Lokalisering och ägare/uppdragsgivare för de kontrollprogram som genomförts 2001–2016, samt referenser till relevanta artiklar och rapporter.**

Nr	Vindpark	Län	Kommun	Bolag	Referenser
1	Storblaiken	Västerbotten	Storuman/Sorsele	Blaiken Vind AB	Grensman 2015.
2	Stor-Rotliden	Västerbotten	Åsele	Vattenfall Vindkraft AB	EKOM AB. 2013.
3	Storrån	Jämtland	Krokom	Storrån Vindkraft AB	Falkdalen m.fl. 2013
4	Stamåsen*	Jämtland/Västernorrland	Strömsund/Sollefteå	Statkraft SCA Vind AB	Enetjärn Natur 2014b, Falkdalen 2015
5	Sidensjö	Västernorrland	Örnsköldsvik	Nordisk Vindkraft AB	Enetjärn Natur 2015a
6	Hörnefors	Västerbotten	Hörnefors	Umeå Energi	Umeå Energi 2012
7	Varsvik	Uppland	Norrtälje	Holmen Energi AB/Varsvik AB	Ekelund 2015a
8	Dingle-Skogen	V Götaland	Munkedal	Rabbalshede Kraft AB	Enetjärn Natur 2015b
9	Skalleberg	V Götaland	Hjo	Eolus Vind AB	Ekelund 2015b
10	Em	Kalmar	Mönsterås	Statkraft Sverige AB	Björkman 2013
11	Lemnhult	Jönköping	Vetlanda	Stena Renewable AB/eget initiativ	Axelsson 2012, 2013, 2014
12	Derome	Halland	Varberg	Varberg Energi AB	Naturcentrum 2015b
13	Grytsjö	Halland	Laholm	Stena Renewable AB	Naturcentrum 2015c
14	Uddared	Halland	Laholm	Stena Renewable AB	Naturcentrum 2015a
15	Skogaby	Halland	Laholm	Arise AB	Arise AB. 2015, Ottvall 2015
16	Oxhult-Kåphult	Halland	Laholm	Stena Renewable AB	Ottosson 2012
17	Rögle-Västraby	Skåne	Helsingborg	Vardar Vind AB	Enetjärn Natur 2016b
18	Lillgrund	Skåne	Malmö	Vattenfall Vindkraft AB	Nilsson & Green 2011
19	Lönneborg	Blekinge	Sölvesborg	Eolus Vind AB	Ekelund 2015c
20	Vassmolösa	Kalmar	Kalmar	Eolus Vind AB	Ekelund 2015d
21	Idhult	Kalmar	Mönsterås	Arise AB	Arise 2011, 2013a, b
22	Skäppentorp	Kalmar	Mönsterås	Arise AB	Arise 2013b
23	Rockneby	Kalmar	Kalmar	Eolus Vind AB	Ekelund 2015e
24	Räpplinge	Kalmar	Borgholm	Eolus Vind AB/eget initiativ	Ekelund 2015f
25	Utgrunden	Kalmar	Mörbylånga	Enron Wind/E.ON AB	Pettersson 2011
26	Kårehamn	Kalmar	Borgholm	E.ON Vind Karehamn AB	JP Fågelvind 2014
27	Näsudden	Gotland	Gotland	Stugyl AB m.fl.	Hjernquist 2014

\* Stamåsen, Bodhögarna, Ögonfågeln, Björkhöjden och Björkvattnet.

## 4b. Eftersök av döda fåglar

Av 15 kontroll- och uppföljningsprogram med eftersöksstudier hittades minst en vindkraftsdödad fågel i nio program och på sex platser hittades inga döda fåglar.

Det har varit en stor variation i antal påträffade fåglar, vilket kan förklaras av flera orsaker. Antal eftersök spelar givetvis in, liksom antalet besökta verk inom respektive undersökning, men också i vilken miljö vindkraftverken har varit lokaliserade. På de fågelrika strandängarna på Näsudden, Gotland hittades 281 fågelkadaver vid 27 undersökta vindkraftverk under fem års studier (Hjernquist 2014). Detta motsvarar drygt två funna fåglar per verk och år. Med hjälp av utläggning av döda fåglar kunde hastigheten för försvinnandet av fåglarna samt inventerarnas upptäckarförmåga uppskattas. Beräkningar med hänsyn till dessa parametrar uppskattade fågeldödligheten per vindkraftverk på Näsudden till ca 21–37 fåglar per år beroende på om det var ett äldre, lägre eller nytt, högre verk som studerades. Vindkraftparken i Rögle-Västraby i Skåne togs i drift i januari 2016 och en eftersöksstudie inleddes vid den tidpunkten. Fram till januari 2017 hade åtminstone tio döda rovfågelindivider av fem arter (havsörn, ormvråk, röd glada, tornfalk och pilgrimsfalk) påträffats. Flertalet av dessa hittades inte inom eftersöksstudien utan vid spontana eftersök av flera personer (Svahn & Dahlén 2017). Inom studien pågår även experiment med utläggning av döda fåglar för att kunna korrigera för på sökeffektivitet och hur snabbt kadaver försvinner. Några beräkningar av den verkliga dödligheten har ännu inte gjorts, men antalet funna döda rovfåglar antyder att den egentliga dödligheten, i alla fall för rovfåglar, är hög i just den parken.

Vindkraftparker som är lokaliserade i skogsmiljöer och jordbruksmark har överlag få funna döda fåglar med Stamåsen som ett undantag i skogsmiljö, och möjligen med Rögle-Västraby som ett undantag i jordbruksmiljö. Vid Stamåsen användes en tränad hund för att leta efter fåglar. Hund användes också i Storruns vindkraftanläggning, i Hörnefors och delvis i Idhult. En hund letar inte bara snabbare än en människa, den är också betydligt effektivare och hittar en betydligt större andel av de döda fåglar som finns på platsen (Paula m.fl. 2011). En tränad och erfaren hund hittar så gott som alla fågelrester, också enstaka fjädrar.

Förutom studien vid Näsudden är det kontrollprogrammen i Storrund och vid Rögle-Västraby samt uppföljningen i Råpplinge som varit tillräckligt omfattande med utläggning av fåglar för vetenskapligt grundade beräkningar av antal dödsfall. I Storrund uppskattades t.ex. att åtminstone ca 0,5 dalripor förolyckades per vindkraftverk och år.

Vid vindkraftverken i ett öppet jordbrukslandskap i Råpplinge försvann åtta utlagda småfåglar av traststorlek helt inom 3,5 och 8 dygn. På Näsudden återstod efter en vecka rester av 27,5 % av utlagda fåglar medan 50 % av fåglarna i Storrund fanns kvar efter 10 dagar. I vindkraftparken Rögle-Västraby

fanns ca 60 % av utlagda fåglar kvar efter en vecka. Av de fåglar som fanns kvar och därmed var möjliga att upptäcka påträffades 58 % av inventerarna. På Näsudden hittade inventeraren 32,5 % av de utlagda fåglar som fanns kvar.

Eftersöksstudierna på respektive lokal har varierat i antal besökstillfällen, mellan 8 och 560, men också när det gäller storleken på genomskött område. I fyra program användes 40 m radie kring vindkraftverket, i två 50 m radie, i fem program användes 100 m radie, i två en kvadrat med 100 m sidor, och slutligen i två studier ett område av 120 × 126 m.

Eftersöken resulterade i 365 funna fågelkadaver av 61 identifierade fågelarter. Vid en jämförelse med Tabell 5.4 i Rydell m.fl. (2011) kan vi nu lägga till 27 arter vilka då ännu inte hade dokumenterats förolyckade vid svenska vindkraftverk. Det innebär att åtminstone 80 fågelarter har dokumenterats vid något tillfälle som dödade av vindkraftverk i Sverige. Vissa fågelarter eller grupper har hittats i högre antal än andra. I fyndlistan i tabell A 4.3 är det främst dalripar i Storruns vindkraftpark som sticker ut. Fyra års eftersöksstudier på gotländska Näsudden resulterade i bl.a. 32 funna skratmåsar, 27 knölsvanar, 21 sånglärkor, 20 tofsvipor och 17 gräsänder. Även om antalet funna rovfågelsindivider var få var de överrepresenterade i fyndstatistiken i förhållande till förekomst på Näsudden. Detta gällde också vadarfåglar under hösten samt måsfåglar under vår och höst.

#### 4c. Lokala fågeltätheter

I åtminstone elva kontroll- och uppföljningsprogram har utvecklingen av den bofasta lokala fågelfaunan följts upp efter en vindkraftsetablering. Uppföljningen har på de sydliga platserna endast omfattat nattskärar eller ett fåtal arter, oftast rovfåglar. Kontrollprogrammet har i flera fall enbart varit en återinventering under ett år av en tidigare gjord förstudie, också den oftast på ett år. De tre nordliga kontrollprogrammen har haft en mer omfattande uppföljning där även inventeringarna före etableringen har ingått i kontrollprogrammet. Särskilt kontrollprogrammet i Storruns vindkraftpark täcker många fågelgrupper med en väl utarbetad och genomtänkt metodik som omfattar mycket inventeringstid.

Tabell A 4.3. Eftersök av döda fåglar i svenska vindparker 2009–2015.

Nr	Vindpark	År	Tid	Antal verk	Utläggning	Antal eftersök	Antal funna kadaver	Arter
3	Storrun	2010–11	Feb–dec	12	X	29	26*	Dalripa 18, mindre korsnäbb 3, björktrast 2, rödvingetrast 2, ljunpipare 1
4	Stamåsen	2013–14	Mars–jun och aug–okt	12–26		14	35	Orre 5, björktrast 5, rödvingetrast 4, bofink 4, taltrast 3, korsnäbb 3, sädesärta 2, fjällvråk 1, järpe 1, ringduva 1, ladusvala 1, bergfink 1, grönfink 1, grönsiska 1, gräsiska 1, sävsparv 1
6	Hörnefors	2010–11	April–maj, aug–sep	3		28	0	
7	Varsvik	2015	Maj–sep	8		8	1	Havsörn 1
9	Skalleberg	2015	Maj–aug	10		8	0	
10	Em	2012–13	Mars–okt	4		16	7	Knölsvan 1, gräsand 1, kattuggla 1, ringduva 1, tornseglare 1, björktrast 1, nötskrika 1
15	Skogaby	2014–15	Maj–sep	4		33	3	Ringduva 1, tornseglare 1, hussvala 1
17	Rögle-Västraby	2016–17	Dec–feb	13	X	5?	10	Havsörn 3, ormvråk 3, röd glada 2, tornfalk 1, pilgrimsfalk 1 (flera funna utanför studien)
19	Lönneborg	2015	Maj–sep	2		8	0	
20	Vassmolösa	2015	Maj–okt	5		12	0	
21	Idhult	2010–13	Jan–dec	8	X	120	3	Tjäder 2, kungsfågel 1
22	Skäppentorp	2012–13	Jan–dec	1	X	43	0	
23	Rockneby	2013–15	Jun–sep	5		15	0	
24	Räpplinge	2013–15	Mars–okt	4	X	560	9	Gräsand 1, ormvråk 1, tornseglare 1, hussvala 2, sånglärka 1, stenskvätta 1, ängspiplärka 1
27	Näsudden	2009–13	Jan–dec	27	X	214	281	41 arter: andfåglar 100, tättingar 73, måsfåglar 67, vadare 23, rovfågel 7, övrigt 11.
<b>Tot</b>						<b>365</b>		

"Antal verk" avser det antal som undersökts inom det aktuella programmet, inte det totala antalet verk i parken. "Utläggning" syftar på att döda fåglar eller i två fall (Idhult & Skäppentorp) köttbullar av rå köttfärs lagts ut för utvärdering av hur snabbt döda fåglar försvinner från undersökningsområdet.

\* Endast 9 säkerställda dödsoffer från vindkraftverken. Därutöver hittades fjädrar från ytterligare 17 troliga dödsoffer.



Det gotländska kontrollprogrammet för generationsskiftet av vindkraftparken på Näsudden inkluderade inventeringar av främst den häckande, men också den tillfälligt rastande, fågelfaunan. Här noterades en minskning med 20 % av antalet fågelpar över perioden mellan 2009 och 2013, men denna minskning kunde sannolikt inte förklaras av generationsskiftet. Inom länsstyrelsens inventeringar av strandängarna på Näsudden har inga påtagliga minskningar av fågelfaunan observerats i vindkraftparkens område för perioden 1996–2012 (egna analyser med data från Länsstyrelsen Gotland). Det fanns inga indikationer på att fågelförekomsten under vinter, vår och höst påverkades av generationsskiftet.

Antalet spelande nattskärror tycks ha minskat med 20 % i Lemnhults vindkraftpark 2012–2016 (Axelsson 2012, 2013, 2014, Axelsson muntligen) medan antalen var oförändrade i två andra uppföljningar i Dingle-Skogen samt i Derome (se avsnitt 3l). Vid jämförelser i södra Sverige mellan inventeringarna före och efter vindkraftsetablering har antalet rovfågelrevir varit oförändrat eller något ökande. Ökningar kan delvis förklaras av att röd glada har expanderat norrut från Skåne och etablerat revir också i områden med vindkraft i t.ex. Hallands och Västra Götalands län.

I de tre nordliga kontrollprogrammen Storrån, Storblaiken och Stor-Rotliden observerades visserligen minskningar hos några arter under studieperioden, men överlag inte några förändringar i fågelfaunan som kunde relateras till vindkraftsetableringen. I Storråns vindkraftanläggning genomfördes revirkarteringar där registrerade fåglar kunde relateras till avstånd till vindkraftverk. Denna inventering visade på minskningar för flera småfågelarter inom 50 m från vindkraftverk, men inga påtagliga förändringar på större avstånd än så. Det kan noteras att tre spelplatser av orre förblev intakta efter byggandet av vindkraft i Stor-Rotliden där en spelplats fanns < 100 m från ett vindkraftverk.

I de kontroll- och uppföljningsprogram vi har sammanställt har begränsad eller ingen påverkan kunnat påvisas på fågelförekomst. Uppföljningarna som har gjorts efter en vindkraftsetablering har emellertid hittills varit kortvariga och det kan inte uteslutas att pågående studier över längre tids-perioder kan fastställa förändringar i fågelfaunan.

#### 4d. Aktivt flyttande fåglar

Tre marina vindkraftparker (en i Öresund, en i Kalmarsund och en några kilometer öster om Ölands kust) har haft stort fokus på undersökningar av aktivt flyttande fåglar till havs. Resultaten från dessa undersökningar har varit att flyttande sjöfåglar ändrade flygkurs och flyghöjd, oftast på 1–2 km avstånd från vindkraftparken, för att undvika att flyga nära verken. Radarstudier har visat att fåglar även nattetid i regel undviker att flyga i verkens absoluta närhet. Bedömningen från dessa undersökningar är att olycksrisken med vindkraftverk för flertalet fåglar som flyttar över havet är låg.

Redan i Rydell m.fl. (2011) lyftes studier fram som indikerade att även aktivt flyttande rovfåglar i viss utsträckning undvek att flyga nära vindkraftverk. Ett kontrollprogram vid Hörnefors vindkraftpark visade att en klar majoritet (97,5 %) av samtliga flyttande fåglar undvek att flyga genom parken på elva verk. Istället flög de över eller runt parken. Detta gällde även stora fåglar som svanar, gäss och tranor. Fjällvråkar och måsfåglar flög dock mera regelbundet genom vindkraftparken och det var ca 40 % av fjällvråkarna som undvek eller väjde för vindkraftverken.

## 5. Förslag till nya riktlinjer

### 5a. Utvärdering av metodik som använts 2001–2016

#### Eftersök

Av 15 genomförda eftersöksstudier har antalet besök varierat mellan åtta per säsong och veckovisa eller t.om. näst intill dagliga besök över nästan hela året. Storleken på området som har eftersökts kring vindkraftverken har varierat mellan 40 m cirkelradie och drygt 100 m radie eller kvadratsida. I tre studier har för ändamålet tränad hund använts vid eftersök. Utläggning av fågelkadaver för skattningar av sökeffektivitet och försvinnandetid har genomförts i två undersökningar, och uppskattning av försvinnandetid har gjorts i ytterligare en studie.

Flertalet av eftersöksstudierna av fåglar har varit tämligen intetsägande och har i de fall döda fåglar påträffats mest bidragit till den allmänna fyndstatistiken. Det är väl i och för sig troligt att om man inte hittar något fågelkadaver efter åtta väl genomförda eftersök indikerar detta att risken för vindkraftsrelaterade olyckor med fåglar är tämligen låg på just denna plats, men antalet eftersökskontroller har varit alltför fåtaliga vid flera undersökningar. Eftersom fågelkadaver kan försvinna snabbt och inventerarens eftersökseffektivitet ofta är begränsad kan det verkliga antalet dödsfall av fåglar underskattas ganska rejält. Fåglar som träffats av vindkraftverkens rotorblad och avlidit utanför det område som täcks in vid eftersök kan vi förstås aldrig inkludera i beräkningar av fågelmortalitet vid vindkraftverk, men åtta besök under en säsong är alltför lite för en meningsfull bedömning av antalet vindkraftsdödade fåglar.

#### Fågelinventeringar

Det är egentligen endast två kontrollprogram som hittills haft väl genomförda inventeringar av häckande fåglar; Storrund och Näsudden. Särskilt programmet i Storrund har täckt in flera fågelgrupper och arter med genomtänkta inventeringar. Övriga kontrollprogram har i huvudsak gjort en tämligen begränsad och grov uppföljning under ett eller några år och jämfört resultatet med ett års inventering som gjordes före vindkraftsparken byggdes. Det ska dock sägas att inom några pågående program som berör t.ex. smålom, kungsörn och nattskärra görs inventeringar och uppföljning med standardiserad och gedigen metodik. Ännu är det för tidigt med definitiva utlåtanden om dessa program.

### 5b. Kontrollprogram: funktion och utformning

Ett problem med utvärdering av påverkan på den lokala fågelfaunan är att det inte riktigt går att få ett tillräckligt stort stickprov för en användbar statistisk analys på lokalnivå. Men om flera inventeringar från olika platser

slås ihop kan det gå att göra övergripande analyser med mer allmängiltiga resultat. Därför är det värdefullt med fler undersökningar av fågelförekomst före och efter en vindkraftsetablering. Det är önskvärt att inventeringarna standardiseras och genomförs på ett likartat sätt.

För att kunskapen om påverkan av vindkraft på t.ex. rovfåglar, orre, tjäder, nattskärar och fåglar i olika livsmiljöer ska öka är det därför nödvändigt att kontrollprogram utformas som ett bidrag till övergripande analyser. När liknande data finns från ett flertal kontrollprogram ökar möjligheterna till vetenskapligt grundade slutsatser.

I några av uppföljningsprogrammen har ett eller flera referensområden använts som jämförelse med utvecklingen av fågelfaunan i vindkraftsparken. Förutom att det är svårt att dra vetenskapliga slutsatser med enbart ett område som påverkas (vindkraftsparken) är det inte alltid så enkelt att hitta referensområden som är jämförbara med avseende på habitat och fågelförekomst. Vi bedömer därför att vid val av referensområde i samband med en vindkraftsetablering bör man istället använda data från den nationella miljöövervakningen inom Svensk Fågeltaxering ([www.fageltaxering.lu.se](http://www.fageltaxering.lu.se)) som ett jämförelsematerial ifall det är generella data om den allmänna fågelförekomsten som man vill kunna jämföra.

## 5c. Kontrollprogrammets utförande

### Eftersök

Vi saknar än så länge generell kunskap om hur många fåglar som dödas vid svenska vindkraftverk. Därför är det av generellt intresse att sådana uppgifter samlas in så att vi bättre kan bedöma hur dödligheten ser ut i olika miljöer, för olika arter och fågelgrupper. För vissa arter är det mer angeläget att få fram bättre data på mortalitetsnivåer vid svenska vindkraftverk. I första hand tänker vi på långlivade arter som rovfåglar och några omdiskuterade arter som tjäder och nattskärar. Det kan också finnas intresse av att göra lokala uppföljningar av fåglar med eftersök för att få svar på specifika frågeställningar. På platser med förekomst av örnar eller andra rovfåglar har det ibland förekommit krav på att studera rovfågelnas flygrörelser, dels för att anpassa vindkraftverkets placering och dels som före-efter studier vid en etablering av vindkraft. Om det finns funderingar kring vindkraftens påverkan på rovfåglar i ett område är det enligt vår bedömning ofta bättre att lägga fokus på eftersök vid verken än att göra observationer av flygande rovfåglar.

För att det ska vara meningsfullt att göra eftersöksstudier är det viktigt att dessa görs ordentligt. Helst bör eftersök göras minst en gång per vecka, åtminstone under viktiga perioder på året, och i områden där man vet eller misstänker att fågelkadaver försvinner snabbt då de plockas upp av asätare. Utläggning av fågelkadaver för uppskattning av hur snabbt dessa försvinner och för att bedöma sökeffektiviteten hos inventerarna eller hund är nödvändigt för att kunna beräkna den verkliga dödligheten. Notera att utläggning av andra fågeltyper än de som är målarter vid en eftersöksstudie, kanske inte ger

rättvisande resultat vid beräkningar av antalet dödsfall (Urquhart m.fl. 2015). För att effektivisera eftersök är hund ofta att föredra. I ett område med en cirkelradie av 100 m kan en hund söka av detta på 10–30 minuter medan det ofta tar 1–2 timmar för en människa att gå igenom samma områdesstorlek.

Det är lämpligt att eftersöksområdet har minst 100 m radie kring vindkraftverket, men det kan i besvärlig terräng vara svårt att genomföra utan hund inte minst i skogsmark. Det är svårt för en människa att leta efter fågelkadaver i hög vegetation, men i stort sett oproblematiskt för en tränad hund. När terrängen är ojämn och kuperad kan man behöva söka med hunden längs tätare linjer då fågelkadaver kan ligga i lä för vinden och då vara mer svårupptäckta för hunden.

Ju större vindkraftverken blir, med allt längre rotorblad, desto större behöver sökytorna vara för att täcka hela det område där sannolikheten är störst för att döda och/eller skadade fåglar ska hamna. Detta innebär att sökytan bör anpassas efter vindkraftverkens och rotorbladens storlek. Ett alternativ till totalt eftersök inom hela den aktuella ytan är att istället undersöka delar av ytan väl (exempelvis de delar där det är allra lättast att hitta eventuella dödsoffer) och att utifrån det man hittar i dessa delar teoretiskt kompensera för de delar som man inte undersöker.

### **Fågelinventeringar**

En förutsättning för att kontrollprogram ska bidra till att förbättra kunskapsläget om vindkraft och fåglar är att fågelinventeringar görs med tillräcklig arbetsinsats med erfarna inventerare och helst med standardiserad metodik. För att underlätta framtida fågelinventeringar har en allra första metodkatalog för fågelstudier i samband med vindkraft publicerats i Vattenfalls regi (Haas m.fl. 2015). Katalogen är fritt tillgänglig på [https://corporate.vattenfall.se/globalassets/sverige/hallbarhet/rapporter/metodkatalog\\_for\\_fagelinventering\\_2015\\_10\\_06.pdf](https://corporate.vattenfall.se/globalassets/sverige/hallbarhet/rapporter/metodkatalog_for_fagelinventering_2015_10_06.pdf).

Denna katalog är dels tänkt att vara ett levande dokument som utvecklas i takt med att inventeringsmetoder utvecklas, och dels att vara något av ett uppslagsverk för myndigheter, företag och andra intresserade. I katalogen föreslås ett antal olika typer av fågelinventeringar som kan utföras beroende på var i landet och i vilken biotop man befinner sig. Metoder som kan användas både i samband med studier inför ansökan och MKB så väl som i samband med kontroll- och uppföljningsprogram går igenom. Vi rekommenderar att de metoder som ingår i metodkatalogen används inom kommande kontroll- och uppföljningsprogram som rör fåglar och vindkraft framöver.

Eftersom det sällan går att göra en statistiskt säkerställd analys av vindkraftens påverkan på en viss plats är det viktigt att tänka på att insamlad data ska kunna ingå i ett större material för övergripande analyser. Det är därför inte av tvång att fågelinventeringar för uppföljning i vindkraftparker görs som påkostade forskningsprojekt (även om mer forskning behövs). Viktigast är att de följer en standardiserad metod som ger rättvisande resultat före och efter en vindkraftsetablering. Det är önskvärt med fler än ett års inventering innan vindkraftverken är i drift.

Det finns hittills alltför få uppföljningar av fågellivet som sträckt sig över en längre tidsperiod. För att råda bot på detta är det i första hand önskvärt med kontrollprogram som följer upp med fågelinventeringar även fem och tio år efter en vindkraftsetablering. Eftersom det, särskilt för en del långlivade arter, möjligen kan ta ännu längre tid innan påverkan från en exploatering blir synlig kan det när sådana arter är aktuella, vara rimligt med ännu längre uppföljning. Sådan uppföljning behöver inte nödvändigtvis vara årlig utan kan med fördel utföras som återkommande inventeringar, förslagsvis.

## 6. Tack

Tack till vindkraftbolag, konsulter och ornitologer som bidragit med material.

## 7. Referenser

### 7a. Vetenskapligt granskade artiklar, rapporter, böcker och liknande

- Artdatabanken 2015. *Rödlistade arter i Sverige 2015*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Arnett, E. & May, R. 2016. Mitigating Wind Energy Impacts on Wildlife: Approaches for Multiple Taxa. *Human-Wildlife Interactions* 10, 28–41.
- Balotari-Chiebao, F., Brommer, J.E., Niinimäki, T. & Laaksonen, T. 2015. Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation*, doi:10.1111/acv.12238.
- Bastos, R., Pinhanços, A., Santos, M., Fernandes, R., Vicente, J., Morinha, F., Honrado, J., Travassos, P., Barros, P. & Cabral, J. 2016. Evaluating the Regional Cumulative Impact of Wind Farms on Birds: How can Spatially Explicit Dynamic Modelling Improve Impact Assessments and Monitoring? *Journal of Applied Ecology* 53, 1330–1340.
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T. & Mammen, U. 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21, 394–400.
- Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Lie Dahl, E., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., Lund Hoel, P., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H. C., Reitan, O., Røskoft, E., Steinheim, Y., Stokke, B. & Vang, R. 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.
- Brabant, R., Vanermen, N., Stienen, E. W. M. & Degraer, S. 2015. Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. *Hydrobiologia* 756, 63–74 DOI 10.1007/s10750-015-2224-2.
- Bright, J.A., Langston, R.H.W., Bullman, R., Evans, R.J., Gardner, S., Pearce-Higgins, J. & Wilson, E. 2006. *Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore windfarms in Scotland*. – RSPB Research Report No. 20; [http://www.rspb.org.uk/Images/sensitivitymapreport\\_tcm9-157990.pdf](http://www.rspb.org.uk/Images/sensitivitymapreport_tcm9-157990.pdf)
- Cabrera-Cruz, S. A. & Villegas-Patracá, R. 2016. Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms. *Journal of Applied Ecology* 53, 1667–1675. doi: 10.1111/1365-2664.12673.



- Dahl, E.L., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E., Stokke, B.G., 2011. Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation* 145, 79–85.
- Dahl, E.L., May, R., Lund Hoel, P., Bevanger, K., Pedersen, H.C., Røskaft, E. & Stokke, B.G. 2013. White-Tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla Wind-Power Plant, Central Norway, Lack Behavioral Flight Responses to Wind Turbines. *Wildlife Society Bulletin* 37:66-74. DOI: 10.1002/wsb.258
- Dahl, E.L. 2014. *Population dynamics in white-tailed eagle at an on-shore wind farm area in coastal Norway*, In Institute for Biology. Doktorsavhandling. NTNU, Trondheim, Norway.
- Dahl, E.L., May, R., Nygård, T., Åstrøm, J. & Diserud, O. 2015. *Repowering Smøla wind-power plant. An assessment of avian conflicts*. NINA Report 1135. 41 pp. NINA, Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Trondheim, Norway.
- Dierschke, V., Furness, R.W., & Garthe, S. 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202, 59–68
- Enhus, C., Bergström, H., Müller, R., Ogonowski, M., Isæus, M. 2017. *Kontrollprogram för vindkraft i vatten – Sammanställning och granskning, samt förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram*. Naturvårdsverket, Rapport 6741 från.
- Erickson, W.P., Wolfe, M.M., Bay, K.J., Johnson, D.H. & Gehring, J.L. 2014. A comprehensive analysis of small-passerines fatalities from collision with turbines at wind energy facilities. *PLOS ONE* 9(9), e 107491 doi: 10.1371/journal.pone.0107491.
- Falkdalen, U., Falkdalen Lindahl, L. & Nygård, T. 2013. *Fågelundersökning vid Storruns vindkraftsanläggning, Jämtland*. Naturvårdsverket, Rapport 6574.
- Garniel, A., Daunicht, W. D., Mierwald, U. & Ojowski, U. 2007. *Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna*. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S., Bonn, Kiel.
- Gonzalez, M.A., García-Tejero, S., Wengert, E. & Fuertes, B. 2016. Severe decline in Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm. *Bird Conservation International* 26, 256–261.
- Graff, B. J., Jenks, J. A., Stafford, J. D., Jensen, K. C. & Grovenburg, T. W. 2016. *Journal of Wildlife Management* 80, 736–745. DOI: 10.1002/jwmg.1051

- Grünkorn, T., Blew, J., Coppack, T., Krüger, O., Nehls, G., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H. & Weitekamp, S. 2016. *Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS)*. Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A–D.
- Hipkiss, T., Ecke, F., Dettki, H., Moss, E., Sandgren, C. & Hörnfeldt, B. 2013. *Betydelsen av kungsörnars hemområden, biotopval och rörelser för vindkraftsetablering*. Naturvårdsverket, Rapport 6589.
- Hovick, T.J., Elmore, R.D., Dahlgren, D.K., Fuhlendorf, S.D. & Engle, D.M. 2014. Evidence of negative effects of anthropogenic structures on wildlife: a review of grouse survival and behaviour. *Journal of Applied Ecology* 51, 1680–1689.
- Hötker, H., K-M. Thomsen & Jeromin, H. 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.
- Johnston, N. N., Bradley, J. E. & Otter, K. A. 2014. Increased flight altitudes among migrating Golden Eagles suggest turbine avoidance at a Rocky Mountain wind installation. *PLOS One* 9(3), e93030. doi:10.1371/journal.pone.0093030.
- Katzner, T. E., Nelson, D. M., Braham, M. A., Doyle, J. M., Fernandez, N. B., Duerr, A. E., Bloom, P. H., Fitzpatrick, M. C., Miller, T. A., Culver, R. C. E., Braswell, L. & DeWoody, J. A. 2016. Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Conservation Biology*. DOI: 10.1111/cobi.12836
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocewicz, A. & McKenney, B. 2010. Development by design: blending landscape level planning with the mitigation hierarchy *Front Ecol Environ* 8(5), 261–266, doi:10.1890/090005
- Kiesecker, J. M., Copeland, H. E., McKenney, B. A., Pocewicz, A. & Doherty, K. E. 2011a. Energy by design: making mitigation work for conservation and development. Pages 159–181 in D. E. Naugle (editor). *Energy development and wildlife conservation in western North America*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Kiesecker, J. M., Evans, J. S., Fargione J., Doherty, K., Foresman, K. R., Kunz, T. H., Naugle, D., Nibbelink, N. P. & Niemuth, N. D. 2011b. Win-Win for Wind and Wildlife: A Vision to Facilitate Sustainable Development. *PLOS ONE* 6(4): e17566. doi:10.1371/journal.pone.0017566

- Krijgsveld, K. L., Fijn, R. C., Japink, M., van Horssen, P., Heunks, C., Collier, M., Poot, M., Beuker, D. & Dirksen, S. *Effect studies offshore wind farm Egmond aan Zee: final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds*. Bureau Waardenburg report nr 10–219, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Kuvlesky, Jr. W. P., Brennan, L. A., Morrison, M. L., Boydstron, K. K., Ballard, B. M. & Bryant, F. C. 2007. Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. *Journal of Wildlife Management* 71, 2487–2498.
- Johann Köppel, J., Dahmen, M., Helfrich, J., Schuster, E. & Bulling, L. 2014. Cautious but Committed: Moving Toward Adaptive Planning and Operation Strategies for Renewable Energy's Wildlife Implications. *Environmental Management* 54, 744–755.
- Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. 2013. Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biological Conservation* 168, 201–209.
- Länsstyrelsen i Jönköpings län. 2014. *Satellitbildsbaserad analys av skogslandskapets gröna infrastruktur med tjäder som modell*. Meddelande 2014:20.
- Mahoney, A. & Chalfoun, A. 2016. Reproductive success of Horned Lark and McCown's Longspur in relation to wind energy infrastructure. *The Condor: Ornithological Applications* 118, 360–375.
- Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M. & Bernardino J. 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179, 40–52.
- May, R., Hamre, Ø., Vang, R., Nygård, T. 2012. *Evaluation of the DTBird video-system at the Smøla wind-power plant. Detection capabilities for capturing near-turbine avian behaviour*. Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Trondheim, Norway.
- May, R., Nygård, T., Dahl, E.L., Bevanger, K. 2013. Habitat utilization in white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the displacement impact of the Smøla wind-power plant. *Wildlife Society Bulletin* 37, 75–83.
- May, R., Reitan, O., Bevanger, K., Lorentsen, S.-H. & Nygård, T. 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42, 170–181.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige – antal och förekomst*. SOF, Halmstad.

Paula J., Leal M.C., Silva M.J., Mascarenhas R., Costa H. & Mascarenhas M. 2011. Dogs as a tool to improve bird-strike mortality estimates at wind farms. *Journal for Nature Conservation* 19, 202-8.10.10/j.nc.2011.01.002.

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

Pettersson, J. 2011. *Småfåglars och sjöfåglars nattflyttning vid Utgrundens havbaserade vindkraftpark – en studie med radar i södra Kalmarsund*. Naturvårdsverket, Rapport 6413.

Plonczkier, P. & Simms, I. C. 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. 2012. *Journal of Applied Ecology* 49, 1187–1194.

Poot, M., van Horsen, P., Collier, M., Lensink, R. & Dirksen, S. 2011. *Effect Studies Offshore Wind Egmond aan Zee: Cumulative Effects on Seabirds – A Modelling Approach to Estimate Effects on Population Levels in Seabirds*. Report by Bureau Waardenburg bv, IMARES – Wageningen UR, and Noordzeewind.

Rees, E.C. 2012. Impacts of wind farms on swans and geese: a review. *Wildfowl* 62, 37–72.

Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J. K., Pettersson, J. & Green M. 2011. *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss – Syntesrapport*. Naturvårdsverket, Rapport 6467.

Sansom, A. Pearce-Higgins, J.W. & Douglas, D.J.T. 2016. Negative impact of wind energy development on a breeding shorebird assessed with a BACI study design. *Ibis* 158, 541–555.

Schuster, E., Bulling, L. & Köppel J. 2015. Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environmental Management* 56, 300–331.

Shaffer, J. A. & Buhl, D. A. 2015. Effects of wind-energy facilities on breeding grassland bird distributions. *Conservation Biology* 30, 59–71. DOI: 10.1111/cobi.12569.

Singh, N.J., Moss, E., Hipkiss, T., Ecke, F., Dettki, H., Sandström, P., Bloom, P., Kidd, J., Thomas, S. & Hörnfeldt, B. 2016. Habitat selection by adult Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during the breeding season and implications for wind farm establishment. *Bird Study* 63:2, 233–240.

Singh, N.J., Hipkiss, T., Ecke, F. & Hörnfeldt, B. 2017. *Betydelsen av kungsörnars hemområden, biotopval och rörelser för vindkraftsetablering – del 2*. Naturvårdsverket, Rapport 6734.

Skov, H., Desholm, M., Heinänen, S., Kahlert, J. A., Laubek, B., Jensen, N. E., Zydalis, R. & Præstegaard Jensen, B. 2016. Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biol. Lett.* 12: 20160804. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2016.0804>

Smallwood, K.S. 2013. Comparing Bird and Bat Fatality-Rate Estimates Among North American Wind-Energy Projects. *Wildlife Soc. B.* 37: 19–33.

Smallwood, K.S. & Thelander, C. 2008. Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource area, California. *Journal of Wildlife Management* 72(1), 215–223.

Smith, J. A., Whalen, C. E., Bomberger Brown, M. & Powell, L. A. 2016. Indirect Effects of an Existing Wind Energy Facility on Lekking Behavior of Greater Prairie-Chickens. *Ethology* 122, 419–429.

Urquhart, B., Hulka, S. & Duffy, K. 2015. Game birds do not surrogate for raptors in trials to calibrate observed raptor collision fatalities. *Bird Study* 62, 552–555.

Watson, J. 2010. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser. London.

Winder, V.L., McNew, L.B., Gregory, A.J., Hunt, L.M., Wisely, S.M. & Sandercock, B.K. 2014a. Space use of female Greater Prairie-Chickens in response to wind energy development. *Ecosphere* 5(1), 3: <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00206.1>.

Winder, V.L., McNew, L.B., Gregory, A.J., Hunt, L.M., Wisely, S.M. & Sandercock, B.K. 2014b. Effects of wind energy development on survival of female greater prairie-chickens. *Journal of Applied Ecology* 51, 395–405.

Winder, V.L., Gregory, A.J., McNew, L.B. & Sandercock, B.K. 2015. Responses of male Greater Prairie Chickens to wind energy development. *Condor* 117(2), 284–296.

Zimmerling, J.R., Pomeroy, A.C., d'Entremont, M.V. & Francis, C.M. 2013. Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments. *Avian Conservation and Ecology* 8(2), 10: <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00609-080210>.

Zwart, M.C., Robson, P., Rankin, S., Whittingham, M.J. & McGowan, P.J.K. 2015. Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. *Ecosphere* 6(2), 26: <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00331.1>.

Zwart, M. C., Dunn, J. C., McGowan, P. J. K. & Whittingham, M. J. 2016. Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology*, 27: 101–108. doi:10.1093/beheco/arv128.

## 7b. Övriga rapporter, populärartiklar och liknande

- Alatalo, M. & Bernhold, A. 2010. *Vindbruk och örn i Västerbottens län. Förslag till strategi*. Meddelande 8: 2010. Länsstyrelsen Västerbotten.
- Arise AB. 2011. *Sammanställning av eftersök under vindkraftverken i Idhult mars–nov 2011*.
- Arise AB. 2013a. *Sammanställning av eftersök under vindkraftverken i Idhult vindkraftpark samt Skäppentorp 1 under perioden jan 2012 – februari 2013*.
- Arise AB. 2013b. *Fallviltsinventering i Idhult och Skäppentorp, Mönsterås kommun sommaren 2013*. 2013-09-30.
- Arise AB. 2015. *Eftersök i Skogaby vindkraftpark 2014–2015*.
- Axelsson, K. E. 2012. *Inventering nattskärria Hagasjöområdet 2012. Fåglar i Vetlandatrakten 45*, 55–56.
- Axelsson, K. E. 2013. *Inventering nattskärria vid Hagasjön 2013. Fåglar i Vetlandatrakten 46*, 28.
- Axelsson, K. E. 2014. *Inventering nattskärria vid Hagasjön 2014. Fåglar i Vetlandatrakten 47*, 42.
- Björkman, U. 2013. *Inventering av fallvilt enligt det årliga kontrollprogrammet inom vindparken vid Em, Mönsterås kommun*. Rapport:2013, EcoConsult/ Uno Björkman.
- Dürr, T. 2016. *Bird fatalities at windturbines in Europe*. <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de> (19 September 2016)
- Ekelund, S. 2015a. *Varsvik. Eftersökning av fåglar och fladdermöss enligt kontrollprogram. Maj–September 2015*. miljÖland/Seppo Ekelund.
- Ekelund, S. 2015b. *Eftersökning av döda fåglar och fladdermöss. Skalleberg, Hjo kommun 2015*. miljÖland/Seppo Ekelund.
- Ekelund, S. 2015c. *Kontroll av fåglar och fladdermöss. Lönneborg 2015, Sölvesborgs kommun 2015*. miljÖland/Seppo Ekelund.
- Ekelund, S. 2015d. *Kontroll av fåglar och fladdermöss. Vassmolösa, Kalmar kommun 2015*. miljÖland/Seppo Ekelund.
- Ekelund, S. 2015e. *Kontroll av fåglar och fladdermöss. Rockneby, Kalmar kommun 2013-2014-2015*. miljÖland/Seppo Ekelund.
- Ekelund, S. 2015f. *Sammanställning av undersökningar av fåglar, fladdermöss samt insekter. Räpplinge vindkraftpark, Borgholms kommun, Öland 2013-2014-2015*.

- EKOM AB. 2013. *Kontrollprogram fåglar Stor-Rotlidens vindkraftspark*. Slutrapport 2009–2012.
- Enetjärn Natur AB. 2014a. *Uppföljning nattskärra. Ås, Hällevadsholm och Dingle-Skogen*. Vindkraft i Munkedals kommun. 2014-12-01.
- Enetjärn Natur AB. 2014b. *Kontrollprogram för påverkan på kungsörn. Vindkraftanläggningarna Stamåsen, Bodhögarna, Ögonfågeln, Björkhöjden och Björkvattnet. Uppföljningsinsatser och resultat år 2014*.
- Enetjärn Natur AB. 2015a. *Kontrollprogram påverkan på smålom och våtmarksfåglar Vindkraftanläggning Sidensjö. Uppföljningsinsatser och resultat år 2015*.
- Enetjärn Natur AB. 2015b. *Andra årets uppföljning av nattskärra. Ås, Hällevadsholm och Dingle-Skogen*. Vindkraft i Munkedals kommun. 2015-08-31.
- Enetjärn Natur AB. 2016a. *Tredje årets uppföljning av nattskärra Ås, Hällevadsholm och Dingle-Skogen*. Vindkraft i Munkedals kommun. 2016-06-29.
- Enetjärn Natur AB. 2016b. *Fältstudie av örnars rörelsemönster och mortalitetsstudie. Rögle och Västraby vindkraftparker. Årsrapport 2016*. 2016-03-15.
- Eriksson, M. O. G. 2014. Projekt LOM 20 år 1994–2013. Pp 32–47 i SOF 2014. *Fågelåret 2013*. Halmstad.
- Eriksson, M. O. G. 2016. *Storlommens och smålommens häckningsutfall i närområdet kring vindkraftverk*. Opublicerad rapport 2016-04-23.
- Falkdalen, U. 2015. *Stamåsen Vindkraftanläggning. Kollisionssök med hund. Årsrapport 2014*.
- Grensman, J. 2015. *Fågelfaunan på Storblaiken 2010–2015. Resultatutvärdering*. Fredrik Grensman & Blaiken Vind AB.
- Haas, F., Ottvall, R. & Green, M. 2015. *Metodkatalog för fågelinventering vid Vattenfalls vindkraftprojektering i Sverige*. Vattenfall.
- Helander, B., Herrmann, C. & Stjernberg, T. 2013. *Whitetailed eagle productivity*. HELCOM Core Indicator Report. Available at: [http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/HELCOM-CoreIndicator-White-tail\\_eagle\\_productivity.pdf](http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/HELCOM-CoreIndicator-White-tail_eagle_productivity.pdf)
- Hjernquist, M. 2011. *Åtgärdsprogram för kungsörn 2011–2015*. Naturvårdsverket, Rapport 6430.
- Hjernquist, M.B. 2014. *Effekter på fågellivet vid ett generationsskifte av vindkraftverk – kontrollprogram, Näsudden, Gotland 2009–2013*. Karl Mårten Hjernquist Konsult, Havdhem.
- JP Fågelvind. 2014. *Fågelstudie vid Kårehamn vindkraftpark*. Färjestaden 2014-10-19.

- Langgemach, T. & Dürr, T. 2016. *Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel.*- Stand 20. September 2016, Aktualisierungen außer Fundzahlen hervorgehoben -Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. Staatliche Vogelschutzwarte. Brandenburg. [http://www.lugv.brandenburg.de/media\\_fast/4055/vsw\\_dokwind\\_voegel.pdf](http://www.lugv.brandenburg.de/media_fast/4055/vsw_dokwind_voegel.pdf)
- Litsgård, F., Eriksson, A., Wizelius, T. & Säfström, T. 2016. *Pilotinstallation av DTBird-systemet i Sverige. Möjligheter med skyddssystem för fågelfaunan vid vindkraftanläggningar – erfarenheter från Sveriges första installation av DTBird.* Rapport från ECOCOM 2016-12-21.
- Länsstyrelsen Jämtlands län. 2016. *Strategi för kungsörn och vindkraft i Jämtlands län.* Rapport 2016:33. Länsstyrelsen Jämtlands län.
- Naturcentrum AB. 2015a. *Vindkraftsparken Uddared – en uppföljning av fåglar och fladdermöss.*
- Naturcentrum AB. 2015b. *Vindkraftsparken i västra Derome – en uppföljning av fågellivet.*
- Naturcentrum AB 2015c. *Vindkraftsparken i Grytsjö – en uppföljning av fåglar och fladdermöss.*
- Nilsson, L. & Green, M. 2011. *Birds in southern Öresund in relation to the windfarm at Lillgrund.* Rapport från Lunds universitet & Vattenfall.
- Ottosson, U. 2012. *Uppföljande fågelinventering vid vindkraftpark Oxhult-Kåphult, Laholms kommun.*
- Ottvall, R. 2015. *Örnars flygaktivitet kring 4 vindkraftverk vid Skogaby, Laholms kommun.*
- Pettersson, J. 2013. *Fågelstudie Korpfjället 2013 – andra säsongen med vindkraftverk.* JP Fågelvind, Rapport skriven på uppdrag av Korpfjället Vind AB. Färjestaden 2013-12-30.
- Pettersson, J. 2016. *Smålom Korpfjället 2008–2016.* Personlig kommunikation 2016-10-17.
- Svahn, K. & Dahlén, J. 2017. *Kunskapsunderlag angående fågelkollisioner vid Rögle/Västraby.* PM från Enetjärn Natur, Malmö 2017-02-14.
- Umeå Energi 2012. *Kontrollprogram för sträckande fåglar vid Hörnefors vindkraftanläggning.* Enetjärn Natur AB och Hushållningssällskapet.







# 1. Inledning

Vindkraftverk gör skada på fladdermöss i första hand genom att djuren träffas av kraftverkens roterande vingar när de rör sig på den höjden. Detta sker ibland i ganska stor omfattning och problemet har ökat under senare år eftersom fler vindkraftverk har byggts över en allt större del av världen. Vi har också fått bättre kunskaper om skadeverkningarnas magnitud särskilt i ett internationellt perspektiv. Däremot har det inte hänt mycket i sen tid när det gäller kunskapen om andra effekter som vindkraftsutbyggnad kan tänkas ha på fladdermöss, som exempelvis den fragmentering av deras jaktmarker som uppstår genom vägdragning och liknande. Undersökningar och föreslagna åtgärder fokuseras fortfarande helt på problematiken med att fladdermöss riskerar att dödas när de vistas nära vindkraftverkens rotor. De siffror på hur många fladdermöss som dödas per vindkraftverk som vi publicerade tidigare (Rydell m.fl. 2011) var alldeles för låga. Det finns farhågor att vissa fladdermuspopulationer, särskilt i Kanada och USA, har tagit kraftig skada genom vindkraftens utbyggnad.

Sedan våra tidigare rapporter om vindkraft och fladdermöss (Rydell m.fl. 2010 a,b, 2011) har det gjorts flera nya internationella sammanställningar, exempelvis av Smallwood (2013) som gör en intressant jämförelse mellan fladdermöss och fåglar, Ellison (2012), Rodriguez m.fl. (2014), Arnett m.fl. (2015), Peste m.fl. (2015) och Barclay m.fl. (2016). Det har även gjorts några teoretiska analyser där man med hjälp av matematiska modeller försökt förstå och förutsäga hur vindkraftsetableringar kan förväntas påverka fladdermöss (exempelvis Roscioni m.fl. 2013, 2014, Santos m.fl. 2013, Ferreira m.fl. 2015). Vi hänvisar till dessa arbeten för den som vill ha lite mer utförlig och detaljerad information än den vi ger här.

## 2. Metodik

Litteratursöken för detta projekt gjordes under 2015 och 2016. Det material vi fick fram användes förutom till denna sammanställning även till två vetenskapliga arbeten som en av oss skrev i samarbete med internationell expertis på vindkraft och fladdermöss. Det ena (Barclay m.fl. 2016) är en sammanställning över vad vi vet om hur och varför fladdermöss omkommer vid vindkraftverk, i den andra (Arnett m.fl. 2015) behandlar vi hela problematiken om fladdermöss och vindkraftverk i ett globalt perspektiv. Materialet för den här rapportens uppdatering av kunskapsläget är därmed framtaget och granskat i samarbete med ledande internationell expertis.

När det gäller de svenska kontroll- och uppföljningsprogrammen för fladdermöss, fick vi fram underlagen genom att kontakta alla relevanta vindkraftföretag, beslutsfattare och konsulter och be att få ta del av materialet. Detta fungerade i de flesta (men inte alla) fall utan problem.

Vi har själva varit ansvariga för några av de program som behandlas i den här rapporten. En del av materialet från dem har sammanställts till vetenskapliga uppsatser, varav en har publicerats (Rydell m.fl. 2016) och en annan håller på att bli klar. Den senare har hittills presenterats i form av föredrag (Pettersson m.fl. 2016). I de vetenskapliga publikationerna presenteras arbetet lite mer på djupet än vad som får plats i den här rapporten.

## 3. Uppdatering av kunskapsläget

### 3a. Dödlighet vid vindkraftverk och dess variation

De siffror om antalet fladdermöss som dödas vid vindkraftverk som presenterades i den första *syntesrapporten* (Rydell m.fl. 2011) har visat sig vara alldeles för låga. Det beror bland annat på att några av undersökningarna som användes i sammanställningen inte var kompletta när det gäller metodiken och att de var begränsade till en kortare del av säsongen. I en del fall hade man inte tagit tillräcklig hänsyn till att många kadaver inte hittas, bland annat eftersom de transporterats bort eller ätits upp av rovdjur eller asätare och inte heller för att de som dödas ibland hamnar utanför den avsökta ytan och därför inte återfinns. Det är också troligt att fladdermöss som skadas vid vindkraftverk i en del fall drabbas av skador som inte dödar direkt men som gör att de dör senare på någon annan plats. Sådana dödsfall kan kallas för gömda dödsfall, och eftersom de inte hittas är deras antal okänt och kommer aldrig med i statistiken. Vi har inte hittat någon uppskattning av hur vanliga de gömda dödsfallen är.

Nyare sammanställningar över olycksstatistiken från olika länder talar ungefär samma språk, dödstaten är ofta större än vi tidigare trott (men ibland kraftigt minskande; se avsnittet Påverkan på populationer nedan). I Tyskland dödas i genomsnitt 10–12 fladdermöss per vindkraftverk och år plus ett okänt antal gömda dödsfall (Voigt m.fl. 2012). Vissa platser är mycket farligare än andra, så variationen mellan platserna är stor. Siffror från södra Europa tyder på liknande eller ännu högre tal (Dubourg-Savage m.fl. 2011, Camina 2012, Georgiakakis m.fl. 2012). Även där är variationen stor. På vissa särskilt farliga platser i Sydeuropa dör i genomsnitt upp till 100 fladdermöss per kraftverk och år.

En ny sammanställning över undersökningar vid 62 vindparker i Kanada, där man korrigerat för borttransport av kadaver, sökeffektivitet och storleken på den undersökta ytan, visar ungefär samma sak. I genomsnitt dödas 15,5 fladdermöss per vindkraftverk och år, men med stor variation mellan vindparkerna (0–103). Detta betyder att vindkraftverk i Kanada för närvarande dödar 47 000 fladdermöss per år, eller om utbyggnaden sker enligt planerna, 166 000 om 15 år förutsatt att man inte kopplar utbyggnaden till aktiva skyddsåtgärder som kan minska dödligheten. Av dessa utgörs 73 % av tre flyttande arter (Zimmerling & Francis 2016). En liknande sammanställning från USA ger samma bild (Hayes 2013).

Att fladdermöss dödas vid vindkraftverk är inte längre en angelägenhet för endast Europa och Nordamerika, där problemet först uppmärksammades, utan det har blivit globalt i takt med att vindkraften byggs ut även i andra delar av världen. Länder där problemet nyligen uppmärksammats är exempelvis Indien (Kumar m.fl. 2013), Taiwan (Chou m.fl. opubl.), Australien (Hull & Cowthen 2013), Sydafrika (Aronson m.fl. 2013, Doty & Martin

2013, McEwan 2016), Mexiko (Villegas-Patracca m.fl. 2012), Chile (Escobar m.fl. 2015), Brasilien (Barros m.fl. 2016) och Puerto Rico (Rodriguez-Durán & Feliciano-Robles 2015). Däremot hittar vi inga publikationer från Kina, vilket är det land i världen som har i särklass flest vindkraftverk.

Fladdermöss som dödas vid vindkraftverk tillhör inte bara flyttande arter, vilket man tidigare antagit (Kunz m.fl. 2007, Arnett m.fl. 2008), utan det är ofta lokala eller i varje fall icke-flyttande populationer som drabbas (Barclay m.fl. 2016). Detta gäller inte minst i tropikerna och även i Sydeuropa. I exempelvis Spanien saknas de flyttande populationerna under sommaren, den tid på året då flest olyckor sker, då dessa befinner sig länge norrut (Ibañez m.fl. 2009). Det är istället de olika fladdermusarternas sätt att jaga och förflytta sig som är avgörande för om de riskerar att dödas vid vindkraftverk. De som är anpassade för jakt på mer eller mindre hög höjd i fria luften ovan trädtopparna utgör den stora majoriteten av dödsfallen överallt i världen (Barclay m.fl. 2016). I norra Europa och Nordamerika är många sådana arter också långdistansflyttare, vilket har att göra med just att de är utrustade för snabb och effektiv flykt i öppen terräng.

Vi har ännu inga undersökningar från Sverige som skulle kunna jämföras med den beräknade mortaliteten i andra länder. Hur många fladdermöss som dödas vid svenska vindkraftverk är därmed fortfarande okänt. Det förefaller troligt att dödligheten är lägre i Sverige än längre söderut, eftersom det verkar finnas en trend med högre dödlighet i varmare klimat, men samtidigt vill vi varna för att lita alltför mycket på detta antagande. De kadaver som hittats i Sverige är visserligen relativt få jämfört med exempelvis Tyskland och Sydeuropa, men våra undersökningar är inte gjorda med samma intensitet och noggrannhet, så vi vill vara försiktiga med att göra några långtgående jämförelser. Detsamma gäller dödligheten vid vindkraftverk till havs. Vi känner så här långt inte till någon undersökning till havs där siffror över dödlighet av fladdermöss har presenterats.

### 3b. Varför fladdermöss dödas vid vindkraftverk

Fladdermöss som omkommit vid vindkraftverk har antingen träffats av kraftverkets roterande vingar eller hamnat i turbulensen bakom en vinge och utsatts för ett kraftigt tryckfall som lett till att blodkärl, lungor, trumhinnor eller andra vitala organ skadats allvarligt, så kallad barotrauma (Baerwald m.fl. 2008, Rollins m.fl. 2012, Brownlee & Whidden 2011, Grodsky m.fl. 2011). Spetsen på ett vindkraftverks vinge rör sig med hög hastighet, långt över vad som fladdermöss är skapta för att hantera och det finns strängt taget ingen möjlighet för en fladdermus att hinna undan en vinge som närmar sig även om den upptäcks. Detta betyder också att det inte finns någon möjlighet för en fladdermus att lära sig att undvika vindkraftverkens vingar.

Det har föreslagits att fladdermöss ibland kolliderar med vindkraftverkens vingar mer eller mindre slumpmässigt, helt enkelt därför att de råkar befinna sig vid fel plats på fel tid eller att de inte inser faran eller inte parerar för den

i tid. Detta verkar fortfarande vara den gängse uppfattningen hos en del forskare (Barclay m.fl. 2016). Den ökade dödligheten under sensommaren antas ha samband med höstflyttningen, då många fladdermöss passerar genom ett område under kort tid (Cryan & Barclay 2009), men den kan lika väl bero på att fladdermöss i allmänhet rör sig över större ytor och ofta på högre höjd mot slutet av sommaren (Staton & Poulton 2012, se även B 4.3 nedan). Sådana rörelser verkar vara beroende av hur insekterna rör sig i atmosfären (Rydell m.fl. 2010b) och, i motsats till vad vi trodde tidigare, mer eller mindre oberoende av strukturer på marken, exempelvis häckar och vägar. Landskapsstrukturer har däremot stor betydelse för hur fladdermöss förflyttar sig på låg höjd mellan boplatser och födorevir i jordbrukslandskapet (Verboom & Huitema 1997, Kelm m.fl. 2014).

Det finns undersökningar som visat att fladdermöss ibland attraheras till vindkraftverk (Cryan m.fl. 2014, Roeleke m.fl. 2016), men varför detta sker är fortfarande omdiskuterat. Den förklaring som vi menar har bäst stöd är att vindkraftverk av någon anledning attraherar insekter som i sin tur attraherar fladdermöss. Fladdermössen antas uppsöka kraftverken aktivt eftersom det kan finnas mat att hämta (Kunz m.fl. 2007a). En anledning till att det kan finnas insekter runt toppen av kraftverkstorn är just att vissa insekter samlas vid den högsta punkten i ett område, exempelvis en bergstopp, ett högt träd eller en hög byggnad. Beteendet väl känt sedan lång tid och är vanligt förekommande bland många insekter under svärmning och flyttning (Rydell m.fl. 2010b).

Kraftverkstorn absorberar och lagrar dessutom värme, eftersom de består av metall. De drar till sig flugor och andra dagaktiva insekter som är värmeberoende. Insekterna blir ibland kvar på tornet över natten, då de antagligen fångas av fladdermöss (Dudek m.fl. 2015, Rydell m.fl. 2016). Man har nyligen visat att fladdermöss verkligen attraheras till vindkraftverk och då beter sig exakt så som man skulle vänta sig om de plockar insekter på eller nära ytan (Horn m.fl. 2008, Hale m.fl. 2013, Cryan m.fl. 2014, Rydell m.fl. 2016). Undersökningar av maginnehållet på fladdermöss som hittats döda vid bland annat några svenska vindkraftverk har visat att de insekter som brukar sitta på tornens yta också äts av fladdermöss, men också att många andra insekter fångas (Reimer m.fl. 2010, Valdez and Cryan 2013, Rydell m.fl. 2016). Insekts-hypotesen är fortfarande till viss del spekulativ, men ändå den som har mest stöd.

Det finns även några andra hypoteser som kan förklara varför fladdermöss attraheras till vindkraftverk, men dessa har inte samma stöd som insekts-hypotesen. Det har exempelvis föreslagits att ultraljud, som bildas i navhuset eller när rotorn sveper genom luften, skulle ha en attraherande effekt, men det finns inget som tyder på att detta skulle vara fallet (Barclay m.fl. 2016). Man har även misstänkt att varningsljusen på tornen skulle kunna attrahera fladdermöss, men inte heller detta verkar vara aktuellt (Bennett & Hale 2014).

En annan idé är att tornen fungerar som boplats eller parningsstation. Deras attraktion skulle bero på att de är de högsta strukturerna i landskapet och antas likna stora träd (Cryan 2008). Det finns ett visst stöd för denna hypotes när det gäller den trädlevande *Lasiurus cinereus* i Nordamerika (Cryan m.fl. 2012, Solick m.fl. 2012), men det kan knappast vara en allmän förklaring till varför fladdermöss av olika arter dödas vid vindkraftverk över hela världen (Barclay m.fl. 2016).

Vi vill här passa på att påpeka att vindkraftverk inte bör förses med fasadbelysning eller liknande, eftersom ljus attraherar insekter och därmed även fladdermöss. Detta gäller särskilt om ljuset är högfrekvent (UV och violett). Fast belysning på vindkraftverk skulle antagligen leda till ett ökat problem med att fladdermöss attraheras till kraftverket och dödas.

### 3c. Små och stora vindkraftverk

När det gäller fladdermöss och vindkraft har nästan all uppmärksamhet ägnats åt de stora kraftverken, med vilket idag menas en tornhöjd av minst 130–150 meter. Nästan inget har sagts om de mindre gårdsverken, det vill säga kraftverk som har en totalhöjd på 20–50 meter och/eller en rotordiameter som överstiger tre meter ([www.vindlov.se/sv/steg-for-steg/gardsverk](http://www.vindlov.se/sv/steg-for-steg/gardsverk)). Även de små kraftverken verkar dock ha en viss påverkan på fladdermöss, men då i första hand genom att fladdermössen undviker området närmast dem. Men de dödas ändå av sådana kraftverk ibland, antagligen eftersom verken ofta är placerade på låg höjd och nära fladdermössens boplatser i byggnader (Minderman m.fl. 2012, 2015). Det mesta tyder ändå på att små vindkraftverk, typ gårdsverk, inte har någon större påverkan på fladdermöss, men underlaget för detta påstående är ganska magert.

Man har tidigare visat att kraftverkens höjd har betydelse för antalet fladdermöss som dödas, ju högre verk desto fler dödade fladdermöss (Barclay m.fl. 2007), men i den undersökningen ingick naturligtvis inte de högsta av de verk som är i drift idag. Om Barclays (2007) slutsats fortfarande gäller, nämligen att dödligheten av fladdermöss ökar med ökande höjd på kraftverken, har så vitt vi vet inte undersökts med avseende på moderna verk, vilka i många fall har en totalhöjd på 200 meter eller mer.

### 3d. Påverkan på populationer

Dessvärre saknas fortfarande uppgifter om beståndsstorlekar för fladdermöss, vilket gör det omöjligt att beräkna hur den ökade dödligheten vid vindkraftverk påverkar populationer. Detta problem är inte begränsat till Sverige eller EU, utan gäller globalt och för så gott som alla arter. Eventuell påverkan på fladdermuspopulationer är därför mycket svår att uppskatta. Det finns med

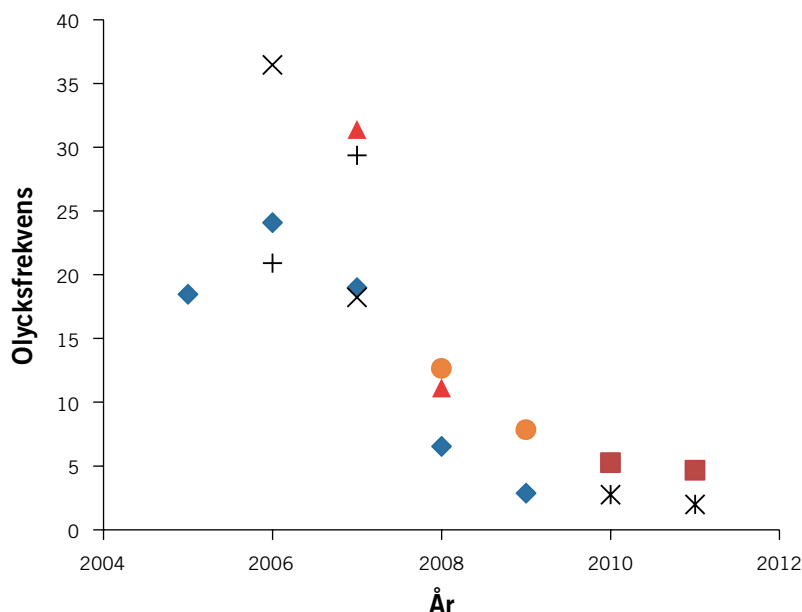


nuvarande kunskap inget sätt att avgöra om påverkan från exempelvis en vindpark har någon reell effekt på fladdermuspopulationer, vare sig på lokal eller nationell nivå.

Genom att analysera proportionerna av stabila isotoper av kol och väte i pälsen på fladdermöss som dödas under höstflyttningen kan man avgöra ungefär var de hade uppehållit sig tidigare under sommaren, då den nya pälsen bildades. Atomer har nämligen något olika isotopsammansättning i olika geografiska områden. Man har kunnat fastställa att många av de fladdermöss som dödas vid vindkraftverk inte tillhör lokala populationer utan att de kommer från vidsträckta områden inklusive sådana som är belägna längre norrut. Detta är ungefär vad man kan vänta sig eftersom det till stor del handlar om flyttande arter. Fladdermöss som dödas vid vindkraftverk i Tyskland (mest långflyttande arter) kommer alltså inte bara från lokala populationer utan många härstammar från Baltikum och Ryssland och till viss del även från Skandinavien (Voigt m.fl. 2012, Lehnert m.fl. 2015). På samma sätt härstammar många fladdermöss som dödas under höstflyttningen vid vindkraftverk i södra Kanada och USA från områden längre norrut i Kanada (Baerwald m.fl. 2014, Pylant m.fl. 2016), dit de flyttar för att fortplanta sig. Effekten av vindkraften på de flyttande fladdermössen sträcker sig alltså över nationsgränserna och bör därför vara ett internationellt ansvar (Voigt m.fl. 2012).

Det har sedan länge uttryckts farhågor för att vissa populationer av fladdermöss inte kommer att kunna kompensera för den ökade dödligheten vid vindkraftverk och därmed kommer de knappast att överleva i längden (Kunz m.fl. 2007a). Tidigare har detta inte haft något konkret stöd, eftersom de nödvändiga siffrorna på beståndens storlekar och reproduktionsframgång saknats. Det finns numera ändå resultat som indikerar att dödligheten för vissa arter är så hög att det helt enkelt måste påverka populationernas storlek. Ett sådant exempel gäller flyttande arter är Tyskland, där stor brunfladdermus utsätts för hög dödlighet när de skall passera de ca 35 000 vindkraftverken i landet två gånger varje år (Lehnert m.fl. 2014, Voigt m.fl. 2015, 2016). Vid Klippiga Bergen i Alberta i Kanada har en kraftig nedgång i antalet vindkraftsdödade individer av en fladdermusart under den period då vindkraften byggts ut i området 2005–2011 (figur B 3.1) tolkats som att detta beror på ett minskande bestånd av arten i fråga (Barclay m.fl. 2016). Om så skulle vara fallet är populationsminskningen allvarlig. Resonemanget är dock spekulativt, och det går varken att fastställa säkert att populationen verkligen har minskat eller att det är vindkraften som är orsaken.

Figur B 3.1. Minskande olycksfrekvens vid sju vindparker i Alberta, Kanada, 2005–2011.



Figuren visar minskande olycksfrekvens vid sju vindparker i Alberta, Kanada, 2005–2011. Frekvensen som anges är antal döda fladdermöss per vindkraftverk och år inklusive de som INTE hittats under eftersöken. Varje vindpark har besökts flera gånger och olycksfrekvensen har beräknats på samma sätt varje gång. Tack till Prof. Robert Barclay, Calgary University, för att vi får använda hans data och figur. Symbolerna anger de olika vindparkerna.

### 3e. Skyddsåtgärder

Den första åtgärden för att förhindra att fladdermöss dödas vid vindkraftverk är att se till att kraftverken inte byggs på fel plats, det vill säga där fladdermöss av vissa högriskarter lever och rör sig i stor skala. Detta är gemensamt för fladdermöss och fåglar generellt sett. Vi har behandlat detta tidigare (Rydell m.fl. 2011) och tar inte upp det igen. När det gäller barbastellen *Barbastella barbastellus*, en ovanlig och hotad (rödlistad) art, som genom sin förekomst i södra Sveriges skogstrakter har stoppat flera vindkraftprojekt, är läget lite speciellt. Forskning i Vindvals regi pågår för att ta reda på hur den reagerar på vindkraftverk. Resultaten kommer med all säkerhet att leda till nya riktlinjer om hur vi bör hantera denna art i vindkraftsammanhang.

När ett vindkraftverk väl är på plats är det bästa sättet att skydda fladdermöss att se till så att kraftverken hålls avstängda med vingarna stillastående under de tider då riskerna för att fladdermöss rör sig i närheten är som störst. Detta är den viktigaste åtgärden för att skydda fladdermöss vid vindkraftverk och har nu hunnit bli en väl beprövad och ordentligt testad metod (Baerwald m.fl. 2009, Arnett m.fl. 2011, 2013a, Brinkmann m.fl. 2011). Den ger inget hundra procentigt skydd mot att fladdermöss dödas, men rätt använd kan den minska dödsfallen med 60–90%. Svårigheten med metoden är att det gäller att bestämma sig för vilka gränser som skall gälla för avstängning. Avstängning brukar rekommenderas under vindstyrkor på 4–6 m/s (i rotorhöjd), mellan solnedgång och soluppgång och ibland inskränkas till en period på sensommaren.

Vi kommer med ett förslag anpassat för svenska förhållanden mot slutet av rapporten. Förslaget bygger på erfarenheter från de här sammanställda kontrollprogrammen.

Man har även provat andra metoder för att avskräcka fladdermöss från att vistas vid vindkraftverk, men de bygger på att man introducerar nya potentiella miljöproblem, nämligen UV-ljus (Gorresen m.fl. 2015), ultraljud (Arnett m.fl. 2013b) eller radiovågor (radar, Nicholls & Racey 2009) av mer eller mindre hög intensitet. Vi menar att tillfällig avstängning helt klart är att föredra, eftersom det till skillnad från de andra metoderna är passivt och inte introducerar några nya potentiella problem.

## 4. Genomgång och utvärdering av svenska kontroll- och uppföljningsprogram

### 4a. Genomförda program

Den här sammanställningen handlar om kontroll- och uppföljningsprogram i dess olika betydelser. Sådana program görs efter utbyggnad och igångsättning av vindkraftverken för att

- a. kontrollera eller följa upp de miljömässiga konsekvenserna av projektet
- b. avgöra om befintlig reglering fungerar som det var tänkt och om eventuella villkor som ställts upp i tillstånden uppfylls, samt att
- c. bedöma om åtgärder, som exempelvis stoppreglering i syfte att skydda fladdermöss, behövs i den aktuella vindparken och i så fall hur de skall utformas. Det senare förutsätter normalt att ett sådant villkor finns med i tillståndet från början.

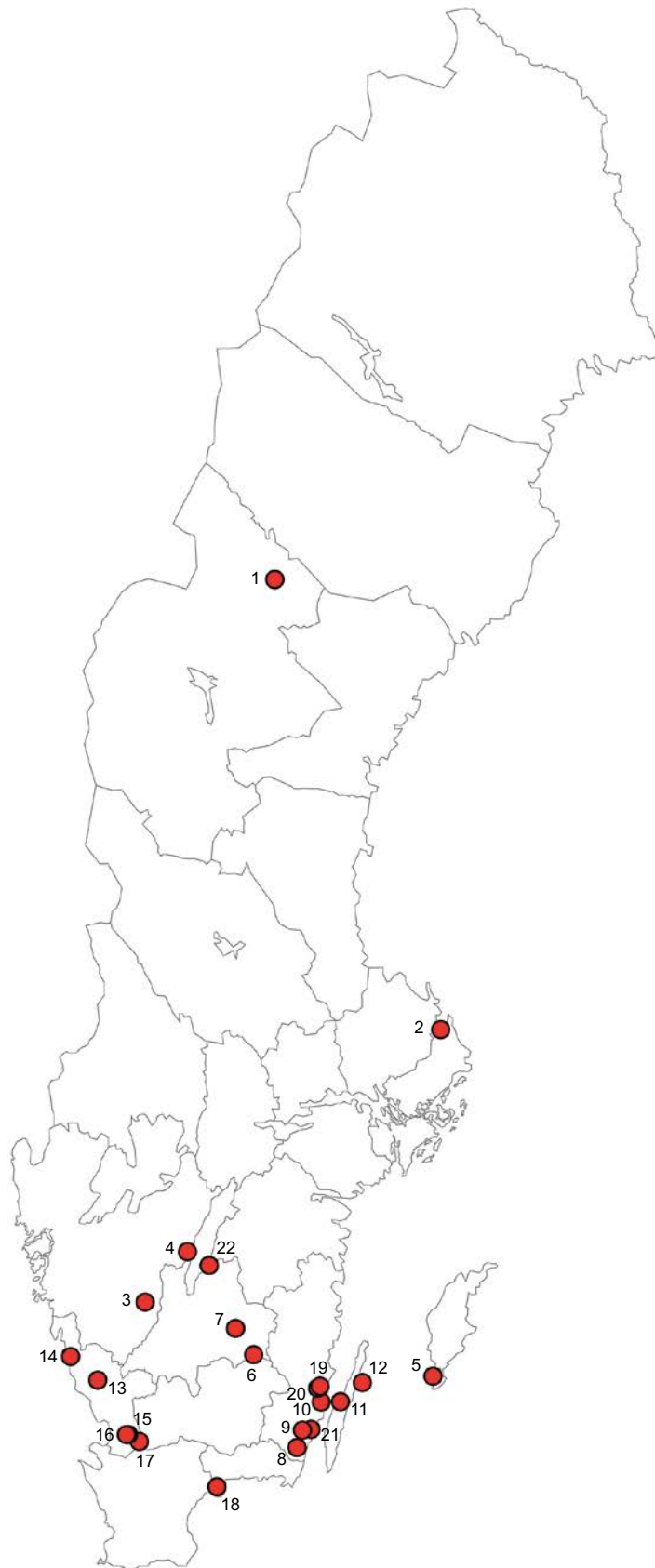
Kontroll- och uppföljningsprogram brukar bestå av en uppskattning av dödligheten orsakad av de aktuella vindkraftverken eller, eftersom detta har visat sig komplicerat och dyrbart, mätning av något som kan antas ha ett nära samband med dödligheten, exempelvis aktiviteten av fladdermöss intill kraftverkens rotor. Detta görs med ultraljudsdetektorer som placeras nära marken intill tornen, eller hellre, i rotorhöjd med mikrofonen monterad på navhuset.

Vi har funnit 22 program för fladdermöss som genomförts i Sverige fram till 2015. De sammanfattas i tabellerna B 4.1 och B 4.2. De flesta men inte alla är kontroll- eller uppföljningsprogram som ålagts projektörerna av beslutande myndigheter. Några (ex. nr. 1, 5, 13, 14 och 21) har gjorts på initiativ av projektörerna och utan att de varit ålagda av myndigheterna. Ett av programmen (nr. 11) är genomfört på privat initiativ. Det är medtaget här eftersom det är det grundligaste eftersöksprogrammet som gjorts i Sverige hittills med 560 sökningar under tre år och 10 kadaver funna (tabell B 4.3).

I programmen har man gjort eftersök och/eller mätt aktivitet av fladdermöss och i några fall även undersökt förekomst av insekter på tornets yta. I flera av programmen har man begränsat sig till att göra eftersök. Sex program har gjorts som före-efter studier, det vill säga man har mätt aktiviteten av fladdermöss på samma plats och tid och med samma metod både före och efter uppförandet av kraftverken.

De flesta program har gjorts i områden med mer eller mindre intensivt skogsbruk (produktionsskog) så det är en kraftig överrepresentation av denna miljö. Endast två marina vindparker finns representerade, båda ligger inom några få kilometer från land i Östersjön (Gotland resp. Öland). Det är en kraftig övervikt för vindparker i Götaland, vilket givetvis beror på att utbyggnaden där har pågått längre tid än i norr och därmed har flera program hunnit bli klara i söder. Endast ett program har genomförts i norra Sverige (figur B 4.1).

Figur B 4.1. Lokalisering av de 22 kontrollprogram för fladdermöss som sammanfattas i rapporten.



**Tabell B 4.1. Kontroll- och uppföljningsprogram avseende fladdermöss som genomförts vid vindparker i Sverige fram till 2015, deras metodik och innehåll.**

Nr	Vindpark	Antal verk	Miljö	År	Typ	Eftersök	Aktivitet mark	Aktivitet torn
1	Havsnäs	48	produktionsskog	2012	Efter		x	x
2	Varsvik	17	produktionsskog	2015	Efter	x	x	x
3	Bondegårde	3	produktionsskog	2013	Efter	x	x	
4	Skalleberg	10	produktionsskog	2015	Efter	x		
5	Bockstigen	5*	marin	2013	Efter		x	
6	Lemnhult	33	produktionsskog	2013–15	Efter	x	x	x
7	Stensåsa	8	produktionsskog	2014–15	Före-efter	x	x	x
8	Kvilla	6	produktionsskog	2014	Före- efter		x	x
9	Vassmolösa	5	produktionsskog	2015	Efter	x		
10	Rockneby	5	produktionsskog	2013–15	Efter	x		
11	Räpplinge	4	jordbruk	2013–15	Efter	x		
12	Kårehamn	16	marin	2014	Före-efter		x	x
13	Askome	10	produktionsskog	2014–15	Efter	x	x	x
14	Västra Derome	6	produktionsskog	2014–15	Före-efter	x	x	x
15	Grytsjö	12	produktionsskog	2014	Efter		x	
16	Uddared	10	produktionsskog	2014	Efter		x	
17	Skogaby	15	produktionsskog	2014–15	Före-efter	x		
18	Lönneborg	2	jordbruk	2015	Efter	x		
19	Idhult	8	produktionsskog	2013	Efter	x		
20	Skäppentorp	1	produktionsskog	2013	Efter	x		
21	Mortorp	6	produktionsskog	2015	Före- efter		x	
22	Brahehus	9	produktionsskog	2014–15	Efter	x	x	

\* anger att kraftverken är äldre och mindre (uppförda 1997–98, 56 m totalhöjd) än i de övriga programmen (där verken genomgående är av modern konstruktion och >150 m i totalhöjd).

**Tabell B 4.2. Lokalisering och ägare/uppdragsgivare för de kontroll- och uppföljningsprogram som genomförts fram till 2015.**

Nr	Vindpark	Län	Kommun	Bolag	Referenser
1	Havsnäs	Jämtland	Strömsund	Eon AB	Gunnarsson m.fl. 2013
2	Varsvik	Uppland	Norrtälje	Holmen Energi AB	Eklöf 2016*
3	Bondegårde	V Götaland	Ulricehamn	Eolus Vind AB	Rydell 2014*
4	Skalleberg	V Götaland	Hjo	Eolus Vind AB	Ekelund 2015d*
5	Bockstigen	Gotland	Gotland	Wickmanvind AB	Rydell & Wickman 2015
6	Lemnhult	Jönköping	Vetlanda	Stena Renewable AB	Eklöf 2015*
7	Stensåsa	Jönköping	Vetlanda	Eolus Vind AB	Rydell 2015*
8	Kvilla	Kalmar	Torsås	Green Extreme AB	EnviroPlanning 2016a*
9	Vassmolösa	Kalmar	Kalmar	Eolus Vind AB	Ekelund 2015e*
10	Rockneby	Kalmar	Kalmar	Eolus Vind AB	Ekelund 2015b*
11	Räpplinge	Kalmar	Borgholm	Privat initiativ	Ekelund 2015c*
12	Kårehamn	Kalmar	Borgholm	Eon AB	Ecocom 2015*
13	Askome	Halland	Falkenberg	Askome Vind AB	Rio Göteborg & EnviroPlanning 2016a*
14	Västra Derome	Halland	Varberg	Varbergs Energi AB	Rio Göteborg & EnviroPlanning 2016b*
15	Grytsjö	Halland	Laholm	Stena Renewable AB	Naturcentrum 2015a*
16	Uddared	Halland	Laholm	Stena Renewable AB	Naturcentrum 2015b*
17	Skogaby	Halland	Laholm	Arise AB	Arise 2016*
18	Lönneborg	Blekinge	Sölvesborg	Eolus Vind AB	Ekelund 2015a*
19	Idhult	Kalmar	Mönsterås	Arise AB	Arise 2013*
20	Skäppentorp	Kalmar	Mönsterås	Arise AB	Arise 2013*
21	Mortorp	Kalmar	Kalmar	Green Extreme AB	Enviro Planning 2016b*
22	Brahehus	Jönköping	Jönköping	OX2	Enviro Planning 2016c*

\* anger att rapporten är publicerad och finns i referenslista 7b. Övriga är publicerade och finns i referenslista 7a.

## 4b. Eftersök

Kontroll- och uppföljningsprogram med eftersök görs i syfte att uppskatta dödligheten av fladdermöss i den aktuella vindparken. Detta görs för att kunna bedöma om tillfällig avstängning (stoppreglering) behövs och sedan i bästa fall för att kunna avgöra hur stor påverkan är eller kan bli på lokala eller flyttande bestånd. En någorlunda säker uppskattning av dödligheten kräver att man söker ofta och regelbundet så att man hittar tillräckligt många kadaver för att man skall kunna göra en statistisk analys. Det har visat sig att dödligheten varierar kraftigt under säsongen med flest dödsfall (ca 90 %) under augusti och september. Detta mönster är generellt för hela Europa och Nordamerika (Arnett m.fl. 2015, Barclay m.fl. 2016), men dödsfallen är mer utspridda i tiden på lägre breddgrader. Man bör göra eftersök under tillräckligt stor del av säsongen, så att man ser variationen.

Det antal döda djur som man hittar är ett minimalt och säger egentligen inte så mycket om den verkliga dödligheten förrän man även beräknat hur många kadaver som **inte** hittats.

Att kadaver inte hittas beror på

- a. Att rovdjur eller asätare har avlägsnat kadavret innan eftersöket
- b. Att den som gör eftersöket inte ser kadavret trots att det ligger kvar.  
Detta kan exempelvis bero på att det hamnat i tät vegetation
- c. Att kadavret har hamnat utanför det område som avsöks, antingen bortom den rekommenderade radien av 50 meter från kraftverkstornet eller i något närmare avsnitt som av någon anledning inte undersökts.

De första två (a och b) måste bestämmas experimentellt för varje plats och för varje person som gör eftersök, förslagsvis enligt EUROBATs beskrivning (Rodriguez m.fl. 2014). Liknande beskrivningar om hur det skall gå till väga finns från USA (Kunz m.fl. 2007b) och Tyskland (Brinkmann m.fl. 2013). Man måste även kompensera för att vissa områden runt ett vindkraftverk är lätta att avsöka, exempelvis grusplanen och intilliggande vägar, medan andra är svåra eller nästan omöjliga, som exempelvis åker med växande gröda eller annan tät vegetation (Huso & Dalthorp 2013). Det finns flera olika modeller för beräkning av dödlighet utifrån eftersöksdata (ex. Jain m.fl. 2007, Huso 2010, Bernardino m.fl. 2013, Korner-Nievergelt m.fl. 2013) och det finns även en nätbaserad handledning som man kan använda sig av (<http://www.wildlifefatalityestimator.com/>).

Det händer också att fladdermöss inte dör omedelbart vid en kollision utan lyckas ta sig bort från undersökningsområdet för att senare dö på någon annan plats på grund av blödningar, skador på trumhinnan och liknande. Antalet sådana gömda dödsfall är vanligen omöjligt att beräkna (Klug & Baerwald 2010). Man får nöja sig med att kompensera för a–c ovan, och samtidigt vara medveten om att det också finns ett gömt dödstal av okänd storlek.



Totalt har 16 program med eftersök av fladdermöss genomförts i Sverige. De sammanfattas i tabellerna B 4.2 och B 4.3. De flesta av dessa har gjorts på enklast möjliga sätt och med alldeles för få avsökningar, vilket resulterat i få (0–10) hittade kadaver per program. Man har inte i något av programmen gjort de experiment som behövs för att kompensera för a och b ovan och oftast inte heller justerat för c. Detta betyder att vi trots 16 program med eftersökning av fladdermöss inte har löpt linan ut i något fall. Vi har därför fortfarande inte någon användbar beräkning av dödligheten av fladdermöss vid någon svensk vindkraftpark. Vi kan således inte jämföra dödstalen i Sverige med exempelvis Tyskland (Voigt m.fl. 2012), Sydeuropa (Camina 2012), USA (Hayes 2013) eller Kanada (Zimmerling & Francis 2016) på ett tillförlitligt sätt.

Vi har tidigare kallat vissa arter för högriskarter, närmare bestämt större brunfladdermus *Nyctalus noctula*, gråskimlig fladdermus *Vespertilio murinus*, nordfladdermus *Eptesicus nilssonii*, dvärg- och trollpipistrell *Pipistrellus pygmaeus* och *P. nathusii* (och potentiellt också de sällsyntare arterna mindre brunfladdermus *Nyctalus leisleri*, sydfladdermus *Eptesicus serotinus* och sydpipistrell *Pipistrellus pipistrellus*) (Rydell m.fl. 2011). Detta betyder dock inte nödvändigtvis att de är sällsynta eller hotade, bara att de utsätts för hög risk att dödas vid vindkraftverk. Fladdermöss har fått nya svenska namn sedan syntesrapporten publicerades 2011, vilket ibland är ganska förvirrande. Därför listar vi både nya och gamla namn på de aktuella arterna i tabell B 4.4.

Resultatet av eftersöken har visat att fladdermöss av högriskarterna dödas vid svenska vindkraftverk främst i augusti och början av september. Detta är dock ingen ny kunskap utan stämmer väl med vad vi visste sedan tidigare (Rydell m.fl. 2011, Arnett m.fl. 2016). Antalet återfunna kadaver är överraskande få (1–10 per program), vilket antingen betyder att dödligheten verkligen är låg eller att sökingsatsen eller effektiviteten är låg och därför leder till en grov underskattning av antalet dödade fladdermöss. För att kunna avgöra vilket som är fallet och komma fram till en användbar uppskattning av dödligheten måste man som sagt beräkna a, b och c enligt ovan. Antalet eftersök är antagligen tillräckligt omfattande vid några av de mest besökta parkerna och siffrorna skulle kunna användas för att uppskatta dödligheten, förutsatt att man gör de experiment som behövs. En pågående undersökning av dödligheten vid några vindparker nära kusterna i södra Sverige antyder att den åtminstone i grova drag och på vissa platser är jämförbar med den dödlighet som uppmätts i Tyskland (i genomsnitt 10 dödsfall per kraftverk och år; Voigt m.fl. 2012). Gissningsvis minskar dödligheten mot inlandet och norrut. Men vi betonar att detta endast är en gissning ännu så länge.

Tabell B 4.3. Eftersök av döda fladdermöss i svenska vindparker som gjorts fram till 2015.

Nr	Vindpark	År	Tid	Antal verk	Antal besök	Antal eftersök	Antal funna kadaver	Arter	Fyndmånad
2	Varsvik	2015	maj-sep	8	6	48	0		
3	Bondegårde	2012	jul-okt	3	5	15	0		
		2014	aug-okt	3	14	42	0		
4	Skalleberg	2015	maj-aug	10	8	80	3	1 Ppyg, 2 Enil	aug x 3
6	Lemnhult	2013	jul-sep	5	3	15	0		
		2014	jul-sep	6	3	18	0		
		2015	jul-sep	6	3	18	2	1 Nnoc, 1 Ppyg	aug, sep
7	Stensåsa	2015	aug-sep	8	3	24	1	1 Ppyg	
8	Kvilla	2014	sep	6	2	12	5	4 Nnoc, 1 Ppyg	sep
9	Vassmolösa	2015	feb-okt	5	12	60	0		
10	Rockneby	2013	jun-sep	5	5	25	2	2 Nnoc	aug x 2
		2014	jun-sep	5	5	25	6	3 Nnoc, 3 Ppyg	aug x 6
		2015	jun-sep	5	5	25	1	1 Nnoc	aug
11	Räpplinge	2013	maj-okt	4	50	200	5	1 Nnoc, 2 Ppyg, 2 Enil	aug x 3, sep x 2
		2014	maj-okt	4	50	200	2	1 Nnoc, 1 Ppyg	sep x 2
		2015	maj-okt	4	90	360	3	3 Ppyg	jun, aug x 2
13	Askome	2015	jun-okt	10	12	110	1	1 Enil	aug
14	Västra Derome	2015	jun-okt	6	11	66	0		
17	Skogaby	2014	maj-sep	4	16	62	0		
		2015	maj-sep	4	16	64	0		
18	Lönneborg	2015	maj-sep	2	8	16	0		
19	Idhult	2013	jul-aug	8	15	120	1	1 Vmur	aug
20	Skäppentorp	2013	jul-aug	1	15	15	0		
22	Brahehus	2014	aug-sep	9	4	36	1	1 Ppyg	aug
		2015	aug-sep	9	4	36	3	3 Ppyg	aug, sep x 2
Tot							32	17 Ppyg, 13 Nnoc, 5 Enil, 1 Vmur	jun x 1, aug x 22, sep x 8

Tabellen visar eftersök av döda fladdermöss i svenska vindparker som gjorts fram till 2015. "Antal verk" avser det antal som undersökts inom det aktuella programmet, inte det totala antalet verk i parken. Vilken art som förkortningarna refererar till återfinns i tabell B 4.4.

Att bestämma dödligheten av fladdermöss med hjälp av eftersök är arbetskrävande och komplicerat och därmed kostsamt, i varje fall om det skall göras riktigt. Eftersom metoden inte tillämpats fullt ut i Sverige har den i dagsläget ingen eller en högst begränsad användning som verktyg inför beslut om stoppreglering vid vindkraftverk. Till detta behövs snabbare och mindre arbetskrävande metoder. Mätning av aktiviteten av fladdermöss med hjälp av ultraljudsdetektorer är en sådan metod som har visat sig fungera väl. Det finns nämligen ett starkt samband mellan fladdermössens aktivitet i närheten av rotern och risken att de omkommer (Kunz m.fl. 2007a, Baerwald & Barclay 2009, Amorim m.fl. 2012, Korner-Nievergeld m.fl. 2013).

**Tabell B 4.4. Fladdermusarter (högriskarter) som relativt ofta omkommer vid vindkraftverk i Sverige och övriga Nordeuropa.**

Latinskt namn	Tidigare svenskt namn	Nytt svenskt namn	Förkortning
Nyctalus noctula*	Stor fladdermus	Större brunfladdermus	Nnoc
Nyctalus leisleri	Leislers fladdermus	Mindre brunfladdermus	Nlei
Pipistrellus pygmaeus*	Dvärgfladdermus	Dvärgpipistrell	Ppyg
Pipistrellus pipistrellus	Dvärgfladdermus	Sydpipistrell	Ppip
Pipistrellus nathusii	Trollfladdermus	Trollpipistrell	Pnat
Vespertilio murinus*	Gråskimlig fladdermus	Gråskimlig fladdermus	Vmur
Eptesicus nilssonii*	Nordisk fladdermus	Nordfladdermus	Enil
Eptesicus serotinus	Sydfladdermus	Sydfladdermus	Eser
Plecotus auritus*	Långörad fladdermus	Brunlångöra	Paur

Tabellen visar fladdermusarter (högriskarter) som relativt ofta omkommer vid vindkraftverk i Sverige och övriga Nordeuropa. Asterisk visar arter som har hittats döda under vindkraftverk i Sverige. De övriga är ovanliga i Sverige, men hittas ofta döda under vindkraftverk i andra länder. En art i tabellen (brunlångöra *Plecotus auritus*) räknas inte som högriskart, men den är funnen död under vindkraftverk i Sverige. Förkortningarna används även i andra tabeller i detta dokument.

## 4c. Mätning av aktivitet med ultraljudsdetektor

Mätning av fladdermusaktivitet med hjälp av ultraljudsdetektorer är en förhållandevis enkel och billig metod för att avgöra vilka arter som förekommer i ett område och hur och när de utnyttjar olika delar av terrängen. Syftet med att mäta fladdermusaktiviteten i en vindkraftpark kan vara att ta reda på om några av högriskarterna förekommer i eller nära parken och hur detta varierar under säsongen. Undersökningar som görs innan uppförandet och som en del av MKB, har som den kanske viktigaste uppgiften att bestämma just detta.

Man skall dock komma ihåg att förutsättningarna för fladdermöss kan ändras ganska radikalt i och med att man uppför vindkraftverk. Det finns oftast inte något tydligt samband mellan förekomst och aktivitet av fladdermöss i ett område innan utbyggnad och dödligheten såsom den visar sig bli efteråt (Hein m.fl. 2013, Lintott m.fl. 2016). Att använda inspelningar gjorda innan exploatering för att bedöma framtida dödlighet är således inte särskilt

meningsfullt, och därför måste vi nog istället räkna med att kontroll- eller uppföljningsprogram kan komma att behövas i vissa lägen för att klargöra detta. Behovet av förstudier är inte lika uppenbart längre, eftersom vi nu har en mycket bättre kunskap om de olika arternas förekomst än vad vi hade för bara några år sedan. Om kontrollprogram efter byggnation görs istället för en förstudie, måste detta klargöras och villkoras vid tillståndsgivningen, eftersom det sedan kan bli svårt att komma med nya krav när tillstånd väl är givet. Här koncentrerar vi oss på kontroll- och uppföljningsprogram, och behandlar inte i detalj inventeringar som gjorts innan utbyggnad.

I det här avsnittet behandlar vi sju program vid svenska landbaserade vindparker där aktivitetsmätningar med ultraljudsdetektorer har använts. De två marina program som genomförts i Sverige behandlas för sig i nästa avsnitt.

### Metodik

Kontinuerlig mätning av fladdermusaktivitet med ultraljudsdetektor innebär att man använder speciell apparatur som är avsedd för just detta, som kan lämnas att samla in data automatiskt över en längre tid. Informationen lagras på minneskort, vilka behöver bytas då och då. Detektorerna placeras vanligen i kraftverkstornet och förbinds genom en kabel till en ultraljudskänslig mikrofon monterad nära tornets bas och/eller utanpå navhuset. Detektorerna drivs normalt med den interna strömkälla som finns i kraftverket.

Inspelningarna bestäms till art eller släkte eller i varje fall släktgrupp. Det har visat sig att det ibland är svårt att skilja på ljud från vissa arter eller ibland vissa släkten, särskilt större och mindre brunfladdermus, gråskimlig fladdermus och sydfladdermus, så därför har vi genomgående hanterat dessa fyra arter tillsammans. Detsamma gäller de tre arterna i släktet *Pipistrellus*, dvärg-, troll- och sydpipistrell, vilka behandlas tillsammans som pipistreller. De fladdermöss som har registrerats i rotorhöjd under de aktuella kontrollprogrammen behandlas alltså hädanefter som a) brun-/gråskimlig fladdermus, b) nordfladdermus, c) pipistreller och d) brunlångöra. Den senare har registrerats i rotorhöjd vid minst ett tillfälle och har även hittats död under ett kraftverk.

Inspelningarna från detektorerna har korrelerats med vind- och temperaturdata för varje 10-minutersperiod. Dessa uppgifter har erhållits från vindbolagen. Därmed har fladdermössens aktivitet beräknats i förhållande till vädersituationen för varje 10-minutersperiod, i bästa fall över hela säsongen.

**Figur B 4.2. Ultraljudsmikrofon monterad på ett stag på navhuset och förbunden med en ultraljudsdetektor inne i tornet via en kabel.**

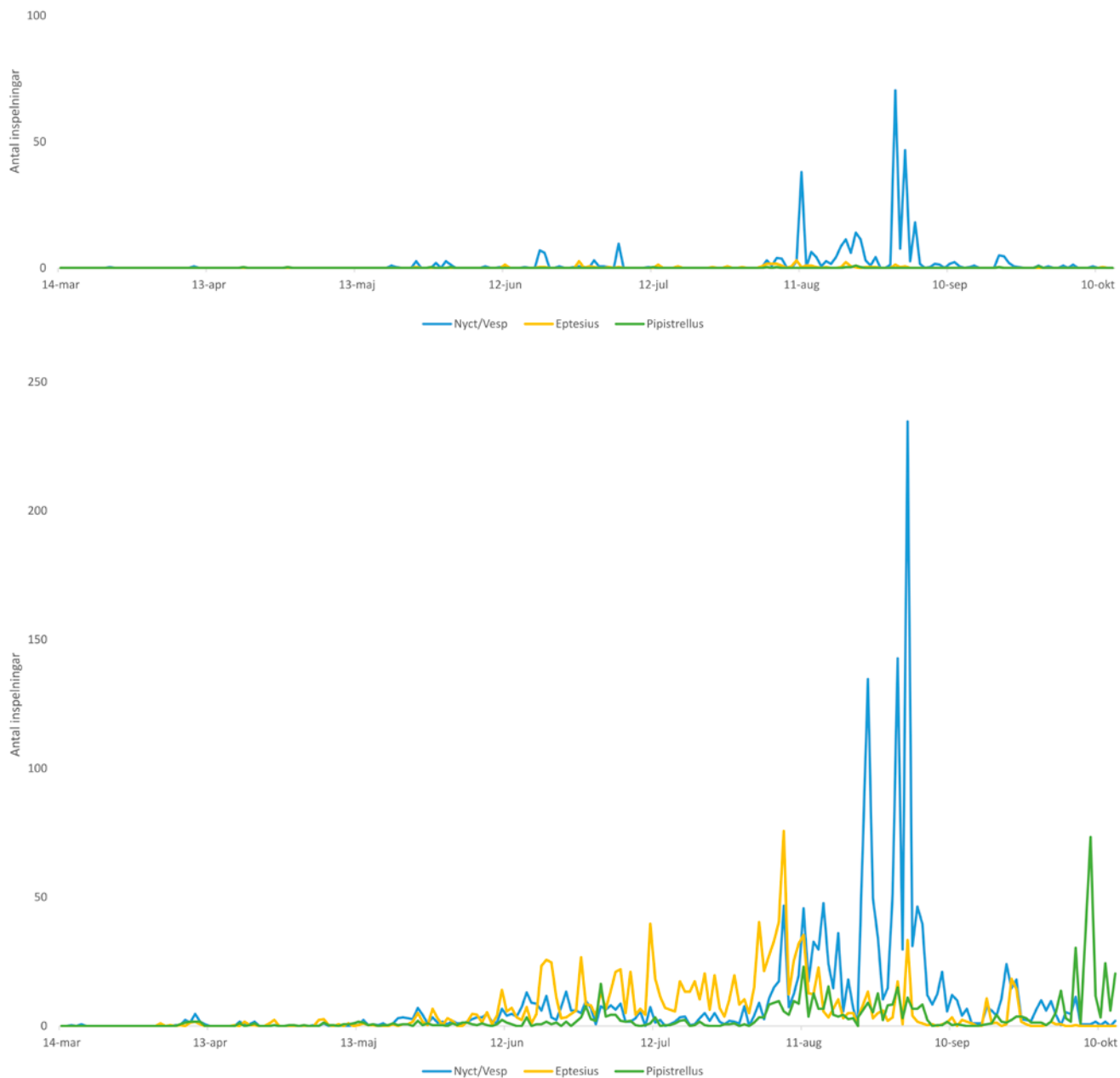


**Tabell B 4.5. Sammanställning över kontrollprogram där aktivitetsmätningar i rotorhöjd har genomförts.**

Nr	Vindpark	År	Antal undersökta verk	Period	Antal nätter per verk
2	Varsvik	2015	2	17 jun – 29 sep	104
5	Bockstigen*	2013	1	14 aug – 20 okt	50
6	Lemnhult	2014	1	13 aug – 14 sep	33
		2015	1	10 aug – 15 okt	65
7	Stensåsa	2014	1	20 jul – 17 sep	32
		2015	1	20 jul – 28 sep	42
8	Kvilla	2014	1	29 jul – 15 okt	76
		2015	3	13 mar – 14 okt	215
12	Kårehamn*	2014	2	12 maj – 31 okt	172
13	Askome	2014	2	25 jun – 6 okt	103
		2015	2	25 jun – 8 okt	105
14	Västra Derome	2014	1	26 jun – 28 aug	62
		2015	1	24 jun – 30 okt	98

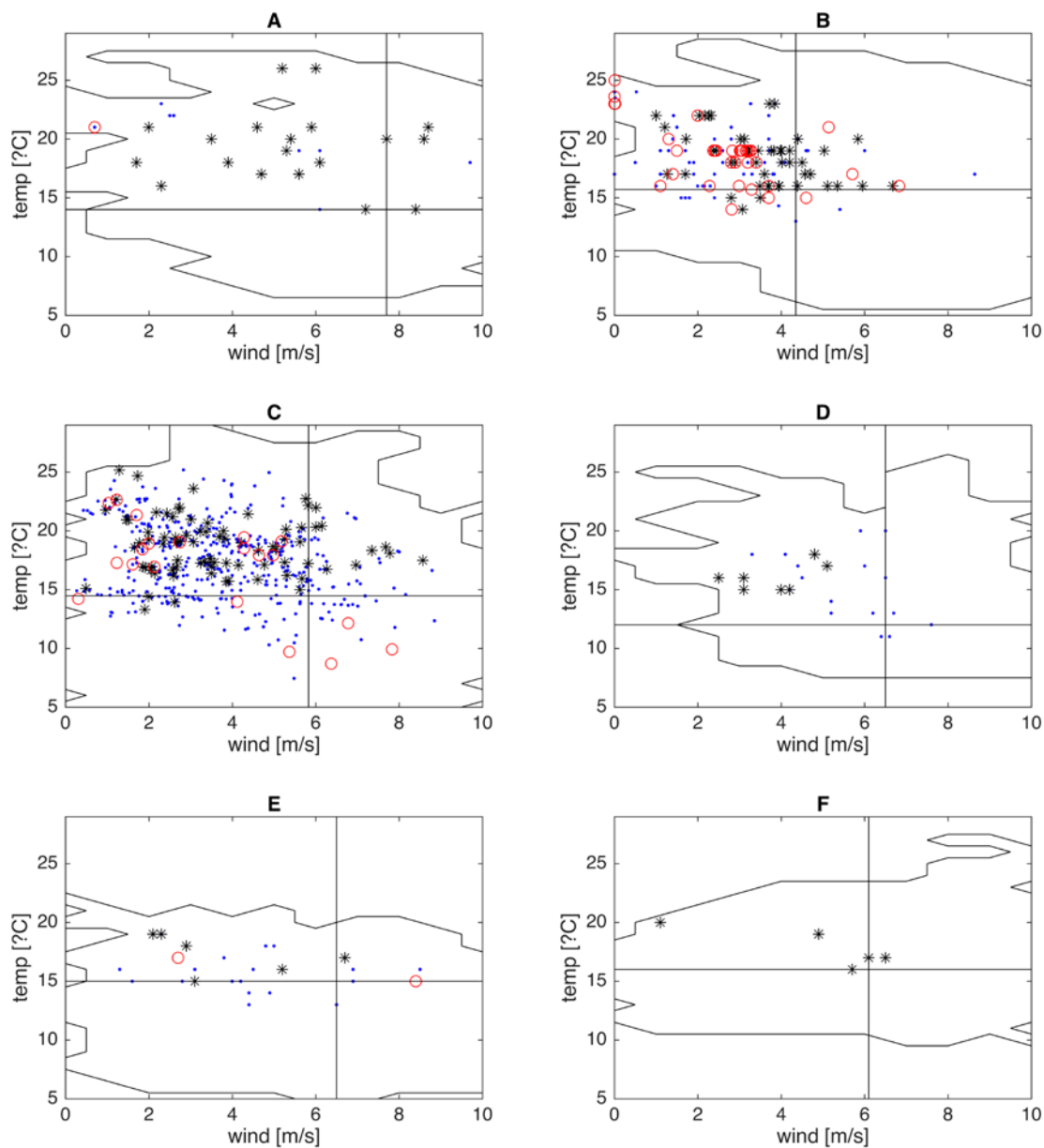
Tabellen visar en sammanställning över kontrollprogram där man har gjort aktivitetsmätningar i rotorhöjd. Undantaget är Havsnäs (1) där de aktuella uppgifterna saknas. De marina parkerna (\*) Bockstigen (5) och Kårehamn (12) behandlas separat.

Figur B 4.3.a och b. Aktivitet av fladdermöss vid Kvilla vindkraftpark.



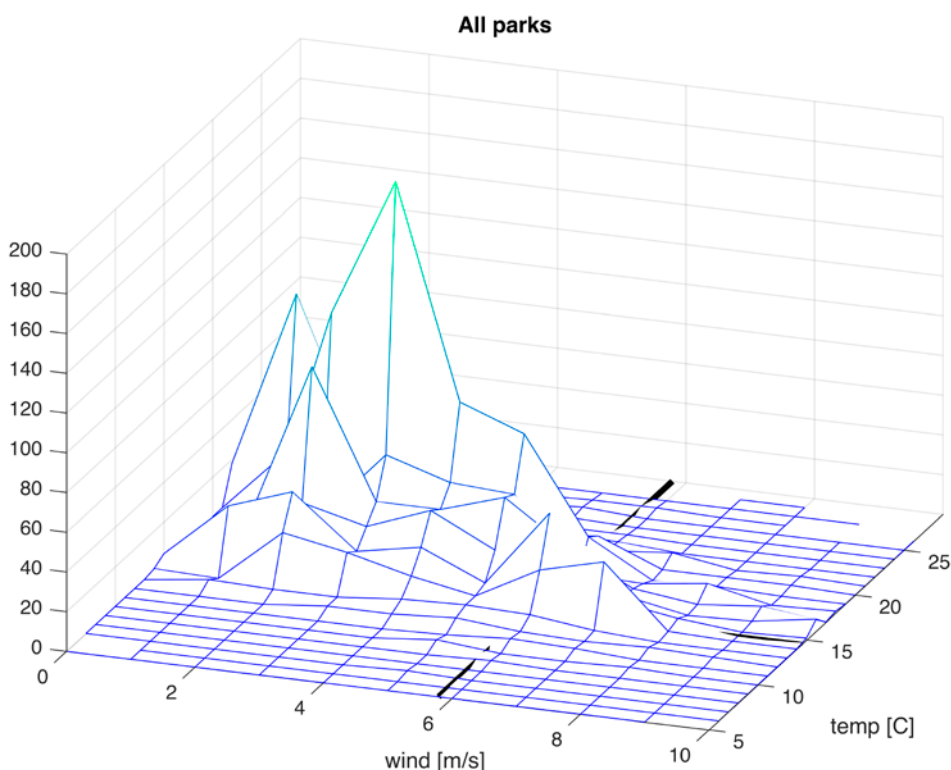
Figurerna visar aktivitet av fladdermöss vid Kvilla vindkraftpark (nr 8) under en säsong (2015), mätt med ultraljudsdetektorer vid tornets bas (nedtill) och vid navhuset (upptill). Färgerna representerar de olika släktena eller arterna av fladdermöss (blå = större brun-/gråskimlig fladdermus; gul = nordfladdermus, grön = pipistreller). Artgrupper som inte räknas som högriskarter (släktet Myotis, brunlångöra och barbastell) är inte medtagna i figuren.

Figur B 4.4. Aktivitet av fladdermöss i toppen av vindkraftverk.



Figuren visar aktivitet av fladdermöss i toppen av vindkraftverk i sex svenska vindparker på land 2014 och 2015. Parkerna är följande: Överst – Derome (14) och Askome (13), mitten – Kvilla (8) och Stensåsa (7), nedtill – Lemnhult (6) och Varsvik (2). De vågräta och lodräta linjerna markerar den temperatur och vindstyrka som innefattar 90 % av observationerna ("90-percentiler"). Symbolerna anger olika arter: blå punkter = större brun-/gråskimlig fladdermus, stjärnor = nordfladdermus, röda ringar = pipistreller (3 arter).

Figur B 4.5. Sammanfattning av aktivitetsmätning i toppen av vindkraftverk.



Figuren visar en sammanfattning av aktivitetsmätning i toppen av vindkraftverk i sex svenska parker på land 2014 och 2015. Observationer från alla år och parker i figur B 4.4 är sammanslagna. Den svarta linjen visar 90-percentilen för vindstyrka.

## Resultat

Totalt har 2030 inspelningar i rotorhöjd gjorts vid de sex landbaserade vindparkerna som redovisas i figur B 4.3, 4.4 och 4.5. De flesta (80 %) inspelningar gjordes under sensommaren (15 juli – 15 september), vilket stämmer väl överens med observationer i andra länder (Arnett m.fl. 2015, Barclay m.fl. 2016). Detta mönster syns tydligast i figur B 4.3, där aktivitetsmönstret av fladdermöss under en hel säsong vid Kvilla (nr 8) visas. Kvilla är den enda park i Sverige där inspelningar i rotorhöjd har pågått utan avbrott från vår till höst. Aktiviteten i rotorhöjd speglar i viss mån aktiviteten i markhöjd men är mycket lägre. När många fladdermöss rör sig i området, blir alltså aktiviteten hög även i rotorhöjd, särskilt av större brun-/gråskimlig fladdermus.

Aktiviteten i rotorhöjd och vid marken är mycket ojämnt fördelad mellan olika områden och vindparker. Variationen är också stor från natt till natt även under den tid på året då aktiviteten är som högst. Aktiviteten visar markanta toppar under specifika nätter, vilka dessutom är ganska få (ca 10) varje säsong. Vid Kvilla orsakas topparna i första hand av att större brun-/gråskimlig fladdermus är aktiva i rotorhöjd. Om mönstret är likadant i andra parker beror det på förekomst av dessa arter. Av de andra undersökta parkerna är mönstret inte lika uppenbart som vid Kvilla, men där är observationerna färre och inte gjorda med samma kontinuitet och under lika lång tid.



I figur B 4.3 visas aktiviteten av artgrupperna var för sig. Det framgår att aktiviteten i rotorhöjd domineras av större brun-/gråskimlig fladdermus. Detta mönster framgår också av figur B 4.4. Majoriteten av inspelningarna i rotorhöjd var från denna grupp (n=1669), men även nordfladdermus (234) och pipistreller (n=125) var vanligt förekommande. Vi fick även en inspelning från brunlångöra från toppen av ett kraftverk, vilket visar, kanske lite oväntat, att även denna art ibland rör sig på hög höjd. Möjligen flyger den längs kraftverkstornen och plockar insekter som sitter på dess yta (Rydell m.fl. 2016).

Man skall dock vara försiktig när man jämför de olika arterna i diagrammen ovan. De använder sig nämligen av ljud av olika amplitud (ljudstyrka) och frekvens (tonläge) och eftersom ljud av hög amplitud eller låg frekvens färdas längre än ljud med låg amplitud eller hög frekvens, registreras de olika arterna över olika långa avstånd. De större arterna, exempelvis större brunfladdermus, som använder låg frekvens (ca 20 kHz) och hög amplitud, registreras över längre avstånd och blir därför överrepresenterade i diagrammen. På motsvarande sätt blir de mindre arterna, exempelvis dvärgpipistrellen (ca 55 kHz), underrepresenterade eftersom de använder högre frekvens och lägre amplitud.

Aktiviteten av fladdermöss i rotorhöjd är koncentrerad till sensommarnätter med relativt låg vindstyrka och hög temperatur (mätt i navhöjd, ca 100 m över marken). Nittio procent av observationerna i navhöjd gjordes vid vindstyrka < 5,8 m/s och 90 % gjordes i temperatur >14,6 °C (figur B 4.4., allt sammanfattas i figur B 4.5.).

Som framgår av figur B 4.4. och 4.5 varierar aktiviteten i rotorhöjd kraftigt mellan de olika vindparkerna. I Askome och särskilt Kvilla var aktiviteten hög (100-tals inspelningar per år, mest av större brun-/gråskimlig fladdermus) medan de vid de övriga var mycket lägre (5–46 inspelningar per år). Aktiviteten och därmed risken att de dödas, varierar alltså kraftigt från plats till plats på ett sätt som vi inte riktigt hade räknat med. Därmed kommer behovet av undersökningar och åtgärder också att variera kraftigt mellan de olika vindparkerna. Askome och Kvilla ligger i relativt låglänt terräng i biologiskt lite rikare miljöer jämfört med övriga parker, och därmed är antagligen tätheten och aktiviteten av de aktuella arterna högre än i de relativt höglänta barrskogsområdena som dominerar i de övriga vindparkerna. En viktig och påtaglig skillnad mellan Askome och Kvilla är att brun-/gråskimlig fladdermus endast är talrik i den senare, vilket gör att behovet av skyddsåtgärder är större på den senare platsen.

Resultaten från de svenska kontrollprogrammen stämmer väl med observationer från andra länder (ex. Amorim m.fl. 2012, Arnett m.fl. 2015, Barclay m.fl. 2016), även om våra mätningar är noggrannare än vad som gjorts någonstans tidigare så vitt vi vet. Det är denna precision som gör att vi bland annat ser klarare samband mellan fladdermusaktivitet i rotorhöjd och temperatur och vindstyrka. Våra resultat kommer att vara användbara som underlag vid beslut om hur stoppreglering fortsättningsvis skall tillämpas i Sverige (se nedan).

## 4d. Marina vindparker

Endast två kontrollprogram vid marina vindparker har genomförts i Sverige, i båda fallen ligger de relativt nära land (inom 8 km). Det finns dock belägg för att fladdermöss förekommer på platser även mycket längre ute till havs, inte minst under flyttning (Ahlén m.fl. 2009, Rydell m.fl. 2014). De två marina programmen visar att fladdermöss av högriskarterna förekommer i höjd med vindkraftverkens rotorerna även flera kilometer från land. De flyttande dvärg- och trollpipistrellerna och även vatten- *Myotis daubentonii* och dammfladdermus *M. dasycneme* förekommer också långt från land, men hittills verkar de två sistnämnda arterna bara ha registrerats nära havsytan (Ahlén m.fl. 2009, Ecom 2015). Det finns inget som tyder på att de arterna riskerar att dödas av vindkraftverk till havs och därmed anser vi inte att de är i behov av några särskilda hänsyn från vindkraftens sida.

Sammanfattningsvis har vi inte hittat något som talar för att man kan ignorera fladdermöss vid projektering av vindkraftparker ute till havs. Nuvarande kunskap pekar snarare på att man behöver ta samma hänsyn till fladdermöss till havs som på land. Det är alltså viktigt att man undersöker aktiviteten av högriskarterna i rotorhöjd till havs, och om sådana förekommer där, att driften anpassas till detta.

## 4e. Norra Sverige

Fladdermusinventeringar som nyligen gjorts i delar av norra Sverige inför vindkraftsetableringar har visat att fladdermusfaunan är mycket art- och individrikare än vi anade bara för några år sedan. Högriskarterna kan mycket väl dyka upp i vindparker långt norrut. Detta gäller särskilt nordfladdermus, som finns överallt utom allra längst i norr och på fjällheden, men även andra högriskarter, exempelvis de flyttande arterna trollpipistrell, gråskimlig fladdermus och större brunfladdermus, förekommer ganska långt norrut särskilt längs kusten.

Ett program (Havsnäs, nr. 1), för övrigt det enda som har genomförts i Norrland, visade på förekomst av nordfladdermus vid marken men inte någon aktivitet i rotorhöjd (Gunnarsson m.fl. 2013). Om detta är representativt för hela norra Sverige återstår att se. För närvarande vet vi inte riktigt hur vi skall hantera frågan med fladdermöss och vindkraft i norr beroende på brist på kunskap. Detta är ganska allvarligt, eftersom det är i norr som den mesta utbyggnaden sker för närvarande och antagligen även ett bra tag framöver. Ett forskningsprojekt i Vindvals regi pågår emellertid för att skapa underlag för hur nordfladdermusen i norr bör behandlas i samband med vindkraftutbyggnad.

## 5. Förslag till nya riktlinjer

### 5a. Behovet av förundersökningar

Den information som en förstudie kan ge kan användas för att avgöra vilka arter som förekommer på platsen, vilket i sin tur ligger till grund för beslut om a) området är lämpligt för utbyggnad och b) om högriskarterna förekommer, vilket i så fall kommer att kräva en grundligare undersökning efter att kraftverken är byggda. Om det redan från början är känt att exempelvis större brunfladdermus förekommer behövs inte nödvändigtvis någon förundersökning. Då kan det vara bättre att antingen införa stoppreglering direkt eller göra en noggrann undersökning efter byggnationen i syfte att avgöra om stoppreglering verkligen behövs. Vi anser nu att man bör förhålla sig likadant till förundersökningar, kontrollprogram och stoppreglering i norra som i södra Sverige, men att det med ökande kunskap framöver kanske kommer att finnas mindre behov av undersökningar och regleringar i norr.

Det har visat sig att undersökningar som görs under några få nätter ibland missar förekomster av vissa arter som rör sig över stora områden och dyker upp på vissa platser bara då och då, men kanske i större antal vid varje tillfälle. Detta gäller exempelvis program nr 8 och 21 ovan, där inventeringarna innan utbyggnaden varade några få dagar och därför antagligen missade viktiga förekomster av större brunfladdermus. Den upptäcktes först i ett senare skede, under programmet som gjordes efter utbyggnaden. Förundersökningarna gjordes på ett riktigt sätt och enligt rekommendationerna, så det är rekommendationerna som behöver ändras. Förstudier eller inventeringar, i den mån de behövs, bör alltså pågå under mer än några få dagar, helst under ett par månader (se nedan) alltså mycket längre än vad som har varit praxis hittills. Detta anser vi skall gälla både i norr och i söder åtminstone tills vidare.

Det har ibland föreslagits att man kan mäta fladdermusaktivitet i navhöjd innan kraftverken är byggda, genom att utnyttja radiomaster och liknande. Vi menar dock att detta har tveksamt värde eftersom det inte är givet att insekter och fladdermöss attraheras till en mast på samma sätt som till ett kraftverk, vilket ju har större massa och därför lagrar mer värme. Det är troligt att det är värmen i sig som attraherar åtminstone vissa insekter till vindkraftverk.

Med utgångspunkt från erfarenheter från de här sammanställda programmen, exempelvis från Mortorp (nr 21), anser vi att förstudier mest behövs för att avgöra om platsen överhuvudtaget är lämplig för exploatering i fall detta inte går att avgöra ändå. Om förstudier trots allt anses behövas bör de göras med betoning på perioden 15 juli – 15 september och helst pågå under hela den tiden. Då får man reda på vilka arter som rör sig i inventeringsområdet under den kritiska perioden och även när detta sker i förhållande till väder och andra omständigheter. Detta blir en betydligt större insats än vad som rekommenderats tidigare. Å andra sidan kan insatserna koncentreras till de relativt få platser där denna information verkligen behövs, exempelvis i vissa speciellt artrika områden eller på avlägsna platser där inga tidigare undersök-

ningar gjorts. Kunskaperna om fladdermössens förekomst och rörelsemönster i Sverige har ju förbättrats kraftigt under senare år i och med alla inventeringar som gjorts inte minst inför vindkraftutbyggnad. Korta insatser ger inte någon ny information i många fall.

## 5b. Utvärdering av metodik

### Eftersök

Vid 16 av parkerna har eftersök genomförts. Eftersöksinsatsen har varierat mellan 2 och 90 besök per park och år och är anpassade till de olika länsstyrelenas eller kommunernas krav. Inga av programmen har dock genomförts på ett sätt som gör det möjligt att uppskatta den totala mortaliteten i vindparken, vilket borde ha varit syftet från början. Om vindparkens påverkan på fladdermusfaunan baseras endast på kontrollprogram med eftersök så krävs det mer omfattande undersökningar. Kontrollprogram baserade på ett fåtal besök under augusti och september, utan kontroll av sökeffektivitet och predation, ger inga möjligheter att dra några slutsatser om den totala mortaliteten i vindparken, vilket är i strid mot vad vi tidigare trodde (Rydell m.fl. 2011). Rätt utförd och med rätt insats ger antagligen eftersöksmetoden bäst förutsättningar för att uppskatta den totala mortaliteten i en vindpark. Metoden är dock arbetskrävande och dyrbar och experimenten som krävs innebär att fler personer måste involveras i programmet.

### Mätning av aktivitet i marknivå

Mätning av aktivitet i marknivå med hjälp av ultraljudsdetektor kan ge information om vilka arter som rör sig i området och hur talrika de är. För att sådan information skall vara användbar krävs dock kontinuerlig övervakning under en stor del av säsongen, minst från mitten av juli till mitten av september. Metoden ger givetvis ingen information om hur de olika arterna rör sig i rotorhöjd, men ger god information om hur vanliga de olika högriskarterna är i området och hur ofta de förekommer där. Större brun- och gråskimlig fladdermus är de två mest utsatta arterna vid vindkraftverk i Sverige. Samtidigt är nordfladdermus och dvärg-/trollpipistrell de vanligaste av högriskarterna och utgör de flesta dödsfallen där stor brun- och gråskimlig fladdermus är ovanliga.

Aktivitetmätning från marken kan fungera som underlag för beslut om stoppreglering eller andra åtgärder om den görs kontinuerligt under en längre period, men om inspelningarna av högriskarter är många bör den kompletteras med andra metoder, främst eftersök eller aktivitetmätning i rotorhöjd.

### Mätning av aktivitet i rotorhöjd

Mätning av aktivitet i rotorhöjd måste göras kontinuerligt under en längre period, minst från juni till september. Detta är mycket viktigt eftersom aktiviteten på hög höjd är koncentrerad till ett fåtal varma och lugna nätter, vilka lätt missas om man mäter endast under korta perioder eller enstaka

nätter. Aktiviteten i rotorhöjd är nära kopplad till mortaliteten så till vida att högre aktivitet i rotorhöjd leder till högre dödlighet. Detta framgår både av resultatet av kontrollprogrammen (nr. 2, 3, 6, 8, 13, 14) och av internationella undersökningar (Kunz m.fl. 2007a, Baerwald & Barclay 2009, Amorim m.fl. 2012). Det är dock fortfarande oklart hur vi kan koppla aktiviteten till mortaliteten på ett kvantitativt sätt. Den uppmätta aktiviteten beror i hög grad på vilken utrustning man använt, dess inställningar, hur mikrofonen riktats m.m. (Korner-Nievergeld m.fl. 2013). Men eftersom skillnaden i aktivitet mellan olika vindparker är så stor (se figur B 4.4), kan man kanske göra en grov indelning i låg resp. hög aktivitet även om detektorer och inställningar inte är exakt samma.

Kontinuerlig mätning av aktiviteten med hjälp av ultraljudsdetektor är en mycket billigare och effektivare sätt att uppskatta riskerna för att fladdermöss kommer att dödas, men metoden kan tyvärr inte ge något direkt mått på dödligheten i nuläget. Genom att registrera aktiviteten samtidigt i marknivå och i rotorhöjd får man dock en god inblick i hur fladdermöss av olika arter som rör sig i vindparken utnyttjar de olika nivåerna och därmed också hur riskerna varierar.

## 5c. Stoppreglering

Utifrån resultaten från de kontrollprogram vi har sammanställt här föreslår vi att man i södra Sverige (Götaland och Svealand) generellt använder stoppreglering för att skydda fladdermöss under perioden 15 juli till 15 september, från solnedgång till soluppgång och förutsatt att vindstyrkan (i rotorhöjd) är < 6 m/s (medelvind under en tio-minuters period) och att temperaturen samtidigt är > 14 °C. Stoppreglering behövs inte vid kraftigt regn eller dimma, då fladdermöss inte kan förväntas vara aktiva, i varje fall inte i rotorhöjd. I norra Sverige bör stoppreglering användas på samma sätt för att skydda nordfladdermusen där den förekommer, men där kommer behovet och kostnaderna antagligen att vara betydligt mindre eftersom sommarnätterna är både kortare och kallare. Stoppreglering är alltså i första hand till för att skydda större brunfladdermus och gråskimlig fladdermus, i andra hand nordisk fladdermus särskilt i norr, och i tredje hand de övriga högriskarterna.

Behovet av stoppreglering är begränsat till en period på sensommaren (15 juli till 15 september) men eftersom det också beror på vädret, kommer omfattningen att variera kraftigt från år till år. En grov uppskattning för södra Sverige baserad på de två senaste årens väder antyder att stoppreglering behövs under ca 10 nätter per år i genomsnitt.

Sammanfattningsvis kan undantag från kravet på stoppreglering ges om man kan visa att de här arterna (i första hand större brun- och gråskimlig fladdermus och i norr även nordfladdermus) inte förekommer regelbundet i eller nära vindparken under sensommaren. För att visa detta måste man göra så kontinuerliga aktivitetsmätningar som möjligt under perioden 15 juli till 15 september. Ansvaret för detta bör ligga på exploitören.

## 5d. Kontroll- och uppföljningsprogrammets funktion och utformning

### Funktion

Kontroll- och uppföljningsprogram skall användas för att undersöka vilka effekter som exploateringen fick och om eventuella ålägganden har genomförts som det var tänkt. Kontrollprogram behövs också för att ta fram den information som behövs för att besluta om hur kraftverken på den enskilda platsen skall drivas med hänsyn till fladdermöss, exempelvis om det finns behov av stoppreglering och i så fall hur den skall utformas. Men detta måste i så fall ha ställts som villkor redan vid tillståndsgivningen. Det är svårt att införa nya restriktioner efteråt, i varje fall mot exploitörens vilja.

Det är samtidigt bra om kontrollprogram genomförs med en standardiserad metodik, så att de i ett senare skede även kan användas i ett större sammanhang, exempelvis vid jämförelse mellan olika vindparker och vid beräkning av kumulativa effekter på faunan. Det är alltså viktigt att kontrollprogrammen genomförs på ett konsekvent och jämförbart sätt.

Om förundersökningarna har visat att brunfladdermus, gråskimlig fladdermus eller sydfladdermus förekommer i eller nära vindparken, är det lämpligt att antingen använda stoppreglering utan vidare undersökningar (enl. 4b ovan), eller, om bolaget föredrar detta, genomföra ett kontrollprogram efter utbyggnad i syfte att testa om det verkligen föreligger behov av stoppreglering. Om så inte är fallet kan ju restriktionen tas bort eller minskas. Ett sådant program kan bestå av aktivitetsmätning i mark- och rotorhöjd eller eftersök under minst tre säsonger.

Viktigast är att så fort som möjligt genomföra fler och utförligare kontrollprogram för fladdermöss i vindparker i norra Sverige samt till havs i den mån utbyggnad sker där. Innan detta är gjort går det inte att ta fram riktlinjer för hur skyddet av fladdermöss skall utformas i dessa områden.

## 5e. Programmets genomförande

### Eftersök

För att vara meningsfulla måste eftersöken göras på ett riktigt sätt, och inkludera experimentell beräkning av predation på kadaver, sökeffektivitet och med hänsyn tagen till den genomsökta platsens storlek och beskaffenhet. Hur detta ska gå till i detalj är beskrivet av Rodriguez m.fl. (2014). Det finns även flera olika beräkningsmodeller som kan användas (se ovan). Vad detta innebär kostnadsmässigt och hur mycket arbete som krävs är svårt att säga i nuläget, eftersom det inte har provats i Sverige.

### Mätning av aktivitet med ultraljudsdetektor

Aktivitetsmätning kan ske i marknivå eller i rotorhöjd, eller helst båda parallellt, vilket ger en bra överblick över fladdermössens förekomst och beteende vid kraftverket. Om syftet är enbart att ta reda på om vissa arter förekommer i

området räcker det med registrering i marknivå, men om man tänker använda uppgifterna för att avgöra behovet av stoppreglering behövs vanligen registrering även i rotorhöjd. I det första fallet räcker det att man undersöker förekomsten under en säsong, men i det andra fallet behövs två eller helst tre säsonger eftersom det kan vara stora skillnader från år till år. I båda fallen är det viktigt att undersökningarna görs kontinuerligt åtminstone under perioden 15 juli till 15 september, men helst under hela den del av året när fladdermöss är aktiva, grovt sett april–november i södra Sverige, kortare period i norra delarna av landet.

Det finns en viss variation i aktivitet mellan olika verk i en park, så det räcker inte alltid att undersöka ett enda kraftverk. Men hur många som bör undersökas beror på hur stor parken är, hur den är utformad och hur stor variation som finns inom parken. Detta innebär samtidigt att exempelvis anpassningar i driften mycket väl kan vara olika för olika delar av parken. Men då måste man ha visat att aktiviteten av fladdermöss varierar på ett motsvarande sätt.

Eftersom ultraljudsdetektorerna som används i stort sett sköter sig själva när de väl är monterade, är kostnaden för undersökningen i sin helhet inte direkt beroende av dess längd. Arbetsinsatsen koncentreras vid igångsättandet och vid analys och sammanställning, det vill säga före respektive efter fältundersökningen. Under själva mätperioden behöver man egentligen bara byta minneskort ungefär en gång i månaden. Kostnaden för en sådan undersökning blir därför uppskattningsvis motsvarande två eller tre veckors arbete per säsong plus hyra eller inköp av utrustning.

Det är viktigt att aktörerna använder samma utrustning och metodik och att den också är samma vid förinventering som vid kontrollprogram, i varje fall om man tänker jämföra insamlade data före och efter start av kraftverken eller med andra studier. Det finns för närvarande ingen rekommendation om vilken utrustning och inställning som bör användas, men det är viktigt att en sådan produceras, eftersom det skulle underlätta jämförelser och vidare slutsatser i framtiden. Inspelade ljudfiler jämförs mot vind och temperaturdata (anges som medelvärde över 10 min-perioder) mätt i rotorhöjd, och helst också mot nederbördsdata, om detta finns att tillgå. De som driver vindkraftverken kan vanligen tillhandahålla denna typ av data.

På marknaden finns numera flera olika program som utger sig för att automatiskt kunna sortera och artbestämma inspelade ljudfiler av fladdermöss. Om detta fungerade tillförlitligt skulle det kunna snabba på processen betydligt och göra arbetet billigare, eftersom man sparar en del av den tid som nu måste läggas på manuell artbestämning av ljudfiler framför datorn. Vi (JR och kollegor) har nyligen testat tre sådana program, två kommersiella och ett som man kan ladda ner gratis via Internet. Redovisning av resultatet pågår. Det är helt klart att inget av programmen är tillräckligt tillförlitligt när det gäller artbestämning av svenska fladdermöss, och de kan inte användas vid kontrollprogram och liknande utöver att sortera ut filer med fladdermusljud från skräpfiler och grovt bestämma förekomst av artgrupper. Det är viktigt att påpeka detta, eftersom det finns en klar risk att de här programmen kommer

att användas och spridas eftersom det finns tid och pengar att spara. Det förekommer dessvärre redan i rätt stor omfattning i andra EU-länder (Russo & Voigt 2016).

Vi betonar åter att det är mycket viktigt att alla kontrollprogram utförs av personer med ordentlig och väl dokumenterad erfarenhet av arbete med fladdermöss och med den metodik som behövs, inklusive analys och tolkning av inspelade ultraljud. Kontrollprogrammen som gjorts här och i andra länder har tyvärr inte alltid varit professionellt utförda. Professionalitet är en nödvändig kvalitetssäkring mot industri, myndigheter och allmänhet både nationellt och internationellt.



## 6. Tack

Tack till de vindkraftföretag som genom sina kontrollprogram medverkat till denna rapport: Arise AB, Askome Vind AB, Eolus Vind AB, Eon AB, Green Extreme AB, Holmen Energy AB, Lemnhult Energi AB, Stena Renewable AB, Varbergs Energimarknad AB, Vattenfall Vindkraft AB, Vestas Sweden AB och Wickmanvind AB. Sammanställningen är en del av Vindvalprogrammet som drivs av Naturvårdsverket och finansieras av Energimyndigheten.

## 7. Referenser

### 7a. Vetenskapligt granskade artiklar, rapporter, böcker och liknande

- Ahlén, I., Baagøe, H. J. & Bach, L. 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90, 1318–1323.
- Amorim, F., Rebelo, H. & Rodrigues, L. 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. *Acta Chiropterologica* 14, 439–457.
- Arnett, E. B., Johnson, G. D., Erickson, W. P. & Hein, C. D. 2013a. *A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America*. Report to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, Texas, USA.
- Arnett, E. B., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Huso, M. M. P. & Szewczak, J. M. 2013b. Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. *PLoS ONE* 8(6), e65794. doi:10.1371/journal.pone.0065794.
- Arnett, E. B., Barclay, R. M. R. & Hein, C. D. 2013c. Thresholds for bats killed by wind turbines. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11,171. doi.org/10.1890/1540-9295-11.4.171.
- Arnett, E. B., Huso, M. M. P., Schirmacher, M. R. & Hayes, J. P., 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 209–214.
- Arnett, E. B., Baerwald, E. F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodriguez-Duran, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R. & Voigt, C. C. 2015. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. *Bats in the anthropocene* (eds. Kingston T. & Voigt, C.C.), pp. 295–324. Springer-Verlag, Berlin.
- Aronson, J. B., Thomas, A. J., Jordan, S. L. 2013. Bat fatality at a wind energy facility in the Western Cape, South Africa. *African Bat Conservation News* 31, 9–12.
- Barclay, R.M.R., Baerwald, E.F. & Gruver, J.C. 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.
- Baerwald, E. F. & Barclay, R. M. R. 2009. Geographic variation in activity and fatality bats at wind energy facilities. *Journal of Mammalogy* 90, 1341–1349.
- Baerwald, E. F, D'Amours, G. H. D., Klug, B. J. & Barclay, R. M. R. 2008. Barotrauma is a significant source of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18, R695–696.

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

Baerwald, E. F., Patterson, W. P., & Barclay, R. M. R. 2014. Origins and migratory patterns of bats killed by wind turbines in southern Alberta: evidence from stable isotopes. *Ecosphere* 5: <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00380.1>

Barclay, R. M. R., Baerwald, E. R. & Rydell, J. 2016. Bats. *Wildlife and windfarms, part 1. Onshore* (ed. Perrow, M.). Pelagic Publishing, Exeter, UK. In press.

Barros, M. A. S., Gastal de Magalhães, R. & Ruib, A. M. 2015. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 50, 31–39.

Beltrão Valença, R., & Bernard, E. 2015. Another blown in the wind: bats and the licensing of wind farms in Brazil. *Natureza & Conservação* 13, 117–122.

Bennett, V. J. & Hale, A. M. 2014. Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation* 17, 354–358.

Bernardino, J., Bispo, R., Costa, H., & Mascarenhas, M. 2013. Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology* 40, 63–74.

Brinkmann, R., Behr, O., Niermann, I. & Reich, M. 2011. *Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an onshore-Windenergieanlagen*. Schriftenreihe Institut für Umweltplanung. Cuvillier Verlag Göttingen. 457.

Brownlee, S. A. & Whidden, H. P. 2011. Additional evidence for barotrauma as a cause of bat mortality at wind farms. *Journal of the Pennsylvania Academy of Science* 85, 147–150.

Camina, A. 2012. Bat fatalities at wind farms in northern Spain – lessons to be learned. *Acta Chiropterologica* 14, 205–212.

Cryan, P. M. 2008. Mating behavior as a possible cause of bat fatalities at wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72, 845–849.

Cryan, P. M. & Barclay, R. M. R. 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90, 1330–1341.

Cryan, P. M., Jameson, J. W., Baerwald, E. F., Willis, C. K. R., Barclay, R. M. R., Snider, E. A., & Crichton, E. G. 2012. Evidence of late-summer mating readiness and early sexual maturation in migratory tree-roosting bats found dead at wind turbines. *PLoS One* 7, e47586.

Cryan, P. M., Gorresen M. P., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Diehl, R. H., Huso, M. M. P. & Hayman, D. T. S., Fricker, P. D., Bonaccorso, F. J., Johnson, D. H., Heist, K. & Dalton, D. C. 2014. Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 111, 15126–15131.

- Doty, A. C. & Martin, A. P. 2013. Assessment of bat and avian mortality at a pilot wind turbine at Coega, Port Elizabeth, Eastern Cape, South Africa. *New Zealand Journal of Zoology* 40, 75–80.
- Dudek, K., Dudek, M. & Tryjanowski, P., 2015. Wind turbines as over-wintering sites attractive to an invasive lady beetle, *Harmonia axyridis* Pallas (Coleoptera: Coccinellidae). *The Coleopterists Bulletin* 69, 665–669.
- Ellison, L. E. 2012. *Bats and wind energy – a literature synthesis and annotated bibliography*. U.S. Geological Survey Open-file Report 2012-1110, 57 pp.
- Escobar, L. E., Juarez, C., Medina-Vogel, G. & Gonzalez, C. M. 2015. First report on bat mortalities on wind farms in Chile. *Gayana* 79, 11–17.
- Ferreira, D., Freixo, C., Cabral, J. A., Santos, R. & Santos, M. 2015. Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. *Ecological Informatics*.
- Georgiakakis, P., Kret, E., Carcamo, B., Doutou, B., Kafkaletou-Diez, A., Vasilakis, D. & Papadatou, E. 2012. Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica* 14, 459–468.
- Gorresen, P. M., Cryan, P. M., Dalton, D. C., Wolf, S., Johnson, J. A., Todd, C. M. & Bonaccorso F. J. 2015. Dim ultraviolet light as a means of deterring activity by the Hawaiian hoary bat *Lasiurus cinereus semotus*. *Endangered Species Research* 28, 249–257.
- Grodsky, S. M., Behr, M. J., Gendler, A., Drake, D., Dieterle, B. D., Rudd, R. J. & Walrath, N. L. 2011. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy* 92, 917–925.
- Hayes, M. A. 2013. Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities. *BioScience* 63, 975–979.
- Hein, C. D., Gruver, J. & Arnett, E. B. 2013. *Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis*. Report to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, Texas, USA.
- Horn, J. W., Arnett, E. B. & Kunz, T. H. 2008. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72, 123–132.
- Hull, C. L. & Cawthen, L. 2013. Bat fatalities at two wind farms in Tasmania, Australia: bat characteristics, and spatial and temporal patterns. *New Zealand Journal of Zoology* 40, 5–15.
- Huso, M. M. P. 2010. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22, 318–329. doi:10.1002/env.1052.
- Huso, M. M. P. & Dalthorp, D. 2013. Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. *Journal of Wildlife Management* DOI: 10.1002/jwmg.663.

- Ibáñez, C., Guillen, A., Agirre-Mendi, P. T., Juste, J., Schreur, G., Cordero, A. I. & Popa-Lisseanu, A. G. 2009. Sexual segregation in Iberian noctule bats. *Journal of Mammalogy* 90:235–243.
- Kelm, D. H., Lenski, J., Kelm, V., Toelch, U. & Dziock, F. 2014. Seasonal activity in relation to hedgerows in an agricultural landscape in central Europe and implications for wind energy development. *Acta Chiropterologica* 16, 65–73.
- Klug, B. J. & Baerwald, E.F. 2010. Incidence and management of live and injured bats at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Rehabilitation* 30, 11–16.
- Korner-Nievergelt, F., Brinkmann, R., Niermann, I. & Behr, O. 2013. Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLoS ONE* 8(7), e67997. doi:10.1371/journal.pone.0067997.
- Kumar, S. R., Ali, A. M. S. & Arun, P. R. 2013. Bat mortality due to collision with wind turbines in Kutch District, Gujarat, India. *Journal of Threatened Taxa* 5, 4822–4824.
- Kunz, T. H., Arnett, E. B., Erickson, W. P., Hoar, A. R., Johnson, G. D., Larkin, R. P., Strickland, M. D., Thresher, R. W. & Tuttle, M. D. 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., Arnett, E. B., Cooper, B. M., Erickson, W. P., Larkin, R. P., Mabee, T., Morrison, M. L., Strickland, M. D & Szewczak, J. M. 2007b. Assessing impacts of wind energy development on nocturnally active birds and bats: A guidance document. *Journal of Wildlife Management*. 71, 2449–2486.
- Lehnert, L. S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C. C., 2014. Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PLoS ONE* 9(8), e103106.
- Lintott, P. R., Richardson, S. M. , Hosken, D. J., Fensome, S. A. & Mathews, F., 2016. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. *Current Biology* 26, R1119-R11136.
- McEwan, K. L. 2016. Fruit bats and wind turbine fatalities in South Africa. *African Bat Conservation News* 42, 3–5.
- Minderman, J., Pendlebury, C. J., Pearce-Higgins, J. W. & Park, K. J. 2012. Experimental evidence for the effect of small wind turbine proximity and operation on bird and bat activity. *PLoS ONE* 7, e41177.
- Minderman, J., Fuentes-Montemayor, E., Pearce-Higgins, J.W., Pendlebury, C. J. & Park, K. J. 2015. Estimates and correlates of bird and bat mortality at small wind turbine sites. *Biological Conservation* 24, 467–482.

- Naturvårdsverket 2009. *Handbok för Artskyddsförordningen del 1 – fridlysning och dispenser*. Handbook 2009:2. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nicholls, B. & Racey, P. A. 2009. The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats – a possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. *PloS ONE* 4, e2646.
- Peste, F., Paula, A., da Silva, L. P., Bernardino, J., Pereira, P., Mascarenhas, M., Costa, H., Vieira, J., Bastos, C., Fonseca, C., Ramos Pereira, M. J. 2015. How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51, 10–22.
- Pylant, C. L., Nelson, D. M., Fitzpatrick, M. C., Gates, E. & Keller, S. R. 2016. Geographic origins and population genetics of bats killed at wind-energy facilities. *Ecological Applications* 26, 1381–1395.
- Reimer, J., Baerwald, E. F. & Barclay, R. M. R. 2010. Diet of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats while migrating through southwestern Alberta in late summer and autumn. *American Midland Naturalist* 164, 230–237.
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B. & Minderman, J. 2015. *Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014*. Eurobats Publication Series No. 6.
- Rodriguez-Durán, A. & Feliciano-Robles, W. 2015. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. *Acta Chiropterologica* 17, 365–370.
- Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y. & Voigt, C. C. 2016. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports* 6, 28961. DOI: 10.1038/srep28961.
- Rollins, K. E., Meyerholz, D. K., Johnson, G. D., Capparella, A. P. & Loew, S. S. 2012. A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury? *Veterinary Pathology Online* 49, 362–371.
- Roscioni, F., Russo, D., Febbraro, M., Frate, L., Carranza, M. L. & Loy, A. 2013. Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. *Biodiversity and Conservation* 22, 1821–1835.
- Roscioni, F., Rebelo, H., Russo, D., Carranza, M. L., Di Febbraro, M. & Loy, A. 2014. A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. *Landscape Ecology* 29, 891–903.
- Russo, D. & Voigt, C. C. 2016. The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: A cautionary note for a sound analysis. *Ecological Indicators* 66, 598–602.
- Rydell, J. & Wickman, A. 2015. Bat activity at a small wind turbine in the Baltic Sea. *Acta Chiropterologica* 17, doi: 10.3161/15081109ACC2015.17.2.0xx.

- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M. J., Green, M., Rodrigues, L., & Hedenström, A. 2010a. Bat mortality at wind turbines in northwest Europe. *Acta Chiropterologica* 12, 261–274.
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56, 823–827.
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J. K., Pettersson, J. & Green M. 2011. *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss – Syntesrapport*. Naturvårdsverket, Rapport 6467.
- Rydell, J., Bach, L., Bach, P., Guia Diaz, L., Furmankiewicz, J., Hagner-Wahlsten, N., Kyheröinen, E.-M., Lilley, T., Masing, M., Meyer, M. M., Petersons, G., Suba, J., Vasko, V., Vintulis, V. & Hedenström, A. 2014. Phenology of migratory bat activity across the Baltic Sea and the south-eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16, 139–147.
- Rydell, J., Bogdanowicz, W., Boonman, A., Pettersson, S., Suchecka, E. & Pomorski, J. J. 2016. Bats may eat diurnal flies that rest on wind turbines. *Mammalian Biology*, in press.
- Santos, H., Rodrigues, L., Jones, G. & Rebelo, H. 2013. Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biological Conservation* 157, 178–186.
- Smallwood, K. S. 2013. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin* 37, 19–33.
- Solick, D. I., Gruver, J. C., Clement, M. J., Murray, K. L. & Courage, Z. 2012. Mating eastern red bats found dead at a wind-energy facility. *Bat Research News* 53, 15–18.
- Staton, T. & Poulton, S. 2012. Seasonal variation in bat activity in relation to detector height: a case study. *Acta Chiropterologica* 14, 401–408.
- Valdez, E. W. & Cryan, P. M. 2013. Insect prey eaten by hoary bats (*Lasiurus cinereus*) prior to fatal collisions with wind turbines. *Western North American Naturalist* 73, 516–524.
- Verboom, B. & Huitema, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 12, 117–125.
- Villegas-Patracá, R., Macías-Sánchez, S., MacGregor-Fors, I. & Muñoz-Robles, C. 2012. Scavenger removal: Bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. *Acta Oecologica* 43, 121–125.
- Voigt, C. C., Popa-Lisseanu, A. G., Niermann, I. & Kramer-Schadt, S. 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153, 80–86.

- Voigt, C. C., Lehnert, L. S., Petersons, G., Adorf, F. & Bach, L. 2015. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research* 61, 213–219.
- Voigt, C. C., Lindecke, O., Schönborn, S., Kramer-Schadt, S. & Lehman, D. 2016. Habitat use of migratory bats killed during autumn at wind turbines. *Ecological Applications* 26, 771–783.
- Zimmerling, J. R. & Francis, C. M. 2016. Bat mortality due to wind turbines in Canada. *Journal of Wildlife Management*, DOI:10.1002/jwmg.21128.

## 7b. Övriga rapporter, populärartiklar och liknande

- Arise AB 2013. *Fallviltsinventering i Idhult och Skäppentorp*, Mönsterås kommun, sommaren 2013.
- Arise AB 2016. *Eftersök i Skogaby vindkraftpark 2014–2015*.
- Dubourg-Savage, M.-J., Rodrigues L., Santos, H., Georgiakakis, P., Papadotou, E., Bach, L. & Rydell, J. 2011. *Patterns of bat fatalities at wind turbines in Europe – comparing north and south*. Poster and abstract, Conference on Wind Energy and Environmental Impacts, Trondheim, Norway, May 2011. Retrieved 28 December 2015 from <http://www.bach-freilandforschung.de/downloads/Bach-Bat%20fatalities-Poster%202013.pdf>
- Ecocom 2015. *Uppföljande studie av fladdermöss vid Kårehamnporten*. Rapport till Eon Vind Sverige AB.
- Ekelund, S. 2015a. *Kontroll av fåglar och fladdermöss. Lönneborg, Sölvesborgs kommun 2015*. Rapport till Eolus Vind AB.
- Ekelund, S. 2015b. *Kontroll av fåglar och fladdermöss. Rockneby, Kalmar kommun 2013-2014-2015*. Rapport till Eolus Vind AB.
- Ekelund, S. 2015c. *Sammanställning av undersökningar av fåglar, fladdermöss och insekter. Råpplinge vindkraftpark, Borgsholms kommun, Öland 2013-2014-2015*.
- Ekelund, S. 2015d. *Eftersökning av döda fåglar och fladdermöss. Skalleberg, Hjo kommun, 2015*. Rapport till Eolus Vind AB.
- Ekelund, S. 2015e. *Kontroll av fåglar och fladdermöss Vassmolösa Kalmar 2015*. Rapport till Eolus Vind AB.
- Eklöf, J. 2015. *Kontrollprogram för fladdermöss, vindpark Lemnhult 2013–2015*. Rapport till Lemnhult Energi AB.
- Eklöf, J. 2016. *Kontrollprogram för fladdermöss i vindkraftspark Varsvik*. Rapport till Holmen Energi AB.



EnviroPlaning AB 2016a. *Kontrollprogram fladdermöss vid Kvilla vindpark, Torsås kommun, 2015 – år 1 av 3*. Rapport till Green Extreme AB.

EnviroPlaning AB 2016b. *Fördjupad fladdermösinventering vid Mortorp vindpark, Kalmar kommun*. Rapport till Green Extreme AB.

EnviroPlaning AB 2016c. *Kontrollprogram för fladdermöss vid vindpark Brahehus, Jönköpings kommun 2015, resultat för år två av tre*. Rapport till Green Extreme AB.

Gunnarsson, C., Palo, T. & Rydell, J. 2013. *Are wind power parks in boreal forest in Sweden a threat to bats?* Poster at CWW, Stockholm 2013.

Hale, A., McAlexander, A., Bennett, V. & Cooper, B., 2013. A test of a novel attraction hypothesis. Why are bats attracted to wind turbines? *Abstracts of 16<sup>th</sup> International Bat Research Conference and 43<sup>rd</sup> North American Symposium on Bat Research, San José, Costa Rica*, p. 64.

Jain, A., Kerlinger, R., Curry, R. & Slobodnik, L. 2007. *Annual report to the Maple Ridge Wind Power Project post-construction bird and bat fatality study 2006*. Curry and Kerlinger LCC, Cape May Point, New Jersey.

Naturcentrum AB 2015a. *Vindkraftsparken Grytsjö – en uppföljning av fåglar och fladdermöss*. Rapport till Stena Renewable AB.

Naturcentrum AB 2015b. *Vindkraftsparken Uddared – en uppföljning av fåglar och fladdermöss*. Rapport till Stena Renewable AB.

Pettersson, S. & Rydell, J. 2016. *Activity of bats at the top of wind turbines and a first presentation of new Swedish mitigation guidelines*. Presentation vid symposium “National Bats and Wind Turbines Project – evidence behind the new guidance”, Edinburgh 4 maj 2016.

Rio Göteborg Natur och Kulturkooperativ & EnviroPlanning AB 2016a. *Kontrollprogram fladdermöss vid Askome vindpark, Falkenbergs kommun, 2015*. Rapport till Askome Vind AB.

Rio Göteborg Natur och Kulturkooperativ & EnviroPlanning AB 2016b. *Kontrollprogram fladdermöss vid Västra Derome vindpark, Varbergs kommun, 2015*. Rapport till Varbergs Energimarknad AB.

Rydell, J. 2014. *Resultat av kontrollprogram för fladdermöss vid Bondegärde vindkraftpark, Ulricehamns kommun (Västra Götaland län), och en utvärdering av metodiken*. Rapport till Eolus Vind AB.

Rydell, J. 2015. *Resultat av kontrollprogram för fladdermöss vid Stensåsa vindkraftpark, Vetlanda kommun (Jönköpings län)*. Rapport till Eolus Vind AB.

# Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss

RAPPORT 6740

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6740-3  
ISSN 0282-7298

Uppdaterad syntesrapport 2017

JENS RYDELL, RICHARD OTTVALL, STEFAN PETTERSSON OCH MARTIN GREEN

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

Rapporten är en uppdatering av den tidigare syntesrapporten Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss, som publicerades 2011. I den uppdaterade rapporten sammanställs internationell forskning under senare år samt analyser av de svenska kontroll- och uppföljningsprogram som genomförts fram till 2016.

I rapporten beskrivs 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 vindkraft. Rapporten innehåller fördjupade resonemang om vetenskapligt grundade skyddsavstånd, särskilt för örnar.

För fladdermöss visar ny kunskap att vindkraft generellt är ett större problem än vad som var känt för fem år sedan. Samtidigt finns mer kunskap om hur man med relativt enkla åtgärder kan begränsa skadorna för fladdermöss.

Forskarna lyfter fram behovet av en mer storskalig planering där tillräckligt stora ytor med en relativt sett riskfri miljö avsätts för de arter vi vill ha.

**Kunskapsprogrammet Vindval** samlar in, bygger upp och förmedlar 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 och synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft.

