

Vindkraft i skogsmiljö

Beräknad dödlighet hos fladdermöss
och fåglar

Stefan Pettersson, Marcus Elfström,
Johan Eklöf, Richard Ottvall



RAPPORT 7169 | NOVEMBER 2024



Vindkraft i skogsmiljö

Beräknad dödlighet hos fladdermöss och fåglar

av Stefan Pettersson, Marcus Elfström, Johan Eklöf och Richard Ottvall

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7169-1

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Marcus Elfström

Förord

Forskningsprogrammet 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. Inom programmet har hittills över 50 forskningsprojekt finansierats. Utöver detta har fyra syntesrapporter tagits fram, varav tre har uppdaterats. 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 från Vindvals forskning har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar. Dessutom ska resultaten från Vindval komma till användning i tillsyn och kontrollprogram samt myndigheters vägledning.

Vindval ställer höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat.

Denna rapport har ingått i Vindvals fokusområde att ta fram ett kunskapsunderlag om erfarenheter från de senaste årens vindkraftsutbyggnad i Sverige. Martin Green, Lunds universitet, har fungerat som formell projektledare under större delen av projektet.

Rapporten är skriven av Stefan Pettersson (Eidolon Ekologi AB), Marcus Elfström (EnviroPlanning AB), Johan Eklöf (EnviroPlanning AB), Richard Ottvall (Lunds universitet & Ottvall Consulting AB).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm oktober 2024

Kerstin Jansbo
Programchef Vindval

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	10
1. Inledning	14
2. Syfte	15
3. Metodik	16
3.1 Litteratursök	16
3.2 Regionindelning	16
3.3 Aktivitetsmätning	16
3.4 Eftersök av kadaver med hund	19
3.5 Sökeffektivitet	22
3.6 Kadavers beständighet	23
3.7 Statistiska analyser	24
4. Resultat fladdermöss	25
4.1 Uppdatering av kunskapsläget	25
4.1.1 Dödlighet vid vindkraftverk	25
4.1.2 Anledningen till att fladdermöss dör vid vindkraftverk	27
4.1.3 Undanträngningseffekter	28
4.1.4 Skyddsåtgärder, driftreglering	29
4.2 Resultat av fältinventeringar	30
4.2.1 Eftersök av fladdermöss	30
4.2.2 Beräkning av dödlighet för fladdermöss i skogsmiljö	31
4.2.3 Beräkning av dödlighet för fladdermöss i skogsmiljö per region	33
4.2.4 Effekt av driftreglering	35
4.2.5 Dödlighet av fladdermöss inom referensytor	36
4.2.6 Fladdermusaktivitet	36
5. Resultat, fåglar	39
5.1 Uppdatering av kunskapsläget	39
5.2 Dödlighet vid vindkraftverk i skogsmiljö	39
5.3 Dödlighet i den här studien	40
5.3.1 Beräkning av fågeldödlighet i skogsmiljö	41
6. Diskussion	43
6.1 Fladdermöss	43
6.1.1 Beräknad dödlighet	43
6.1.2 Skillnader mellan arter	44
6.1.3 Effekt av driftreglering	45
6.1.4 Fladdermusaktivitet vid vindkraftverk	47
6.1.5 Påverkan på fladdermuspopulationer	49
6.2 Fåglar	50
7. Slutsatser, rekommendationer och utformning av kontrollprogram	53
7.1 Kontrollprogram	54

8. Tack	56
9. Referenser	57
Bilaga 1. Fladdermusaktivitet	64
Bilaga 2. Fynd fladdermöss	71
Bilaga 3. Fynd fåglar	72
Bilaga 4. Dödlighet fladdermöss	73
Bilaga 5. Aktivitetsanalys	81
Bilaga 6. Avvikelser i driftreglering och driftdata	95
Bilaga 7. Dödlighet fåglar	97

Sammanfattning

Vi har beräknat dödligheten för fladdermöss och fåglar vid oreglerade vindkraftverk i skogsmiljö i Sverige. Vidare har vi jämfört dödligheten vid oreglerade vindkraftverk med den vid driftreglerade verk med syftet att utvärdera hur väl en driftreglering fungerar som skydd för fladdermöss, enligt de parametrar som föreslogs i den uppdaterade syntesrapporten 6740 inom Vindval (Rydell m.fl. 2017). De metoder vi har använt är dels att söka efter döda fladdermöss och fåglar i området runt vindkraftverk med hjälp av hund, dels att mäta fladdermusaktivitet under perioden juli–september genom ultraljudsinspelningar. Totalt har vi under åren 2021 till 2023 genomfört 1910 eftersök med hundekipage. Vidare har vi monterat ultraljudsmikrofoner vid 47 individuella vindkraftverk, varav vissa har följts under samtliga år och andra under några eller ett av åren. Eftersök har gjorts i sex av oss indelade regioner, från norr till söder. Ljudövervakning har genomförts i fem av dessa regioner (ej i region 6, inre Norrland). För att beräkna dödlighet för fladdermöss och fåglar har vi kontrollerat för avsökt yta, hundarnas sökeffektivitet och hur länge kadaver ligger kvar i naturen. Utifrån inspelningsdata har vi jämfört dödlighet och aktivitet av fladdermöss mellan regioner samt kontrollerat för temperatur och vindstyrka.

Fladdermöss

Under de tre årens eftersök är augusti den månad där samtliga vindparker och verk blivit besökta under hela månaden. Som helhet täcker eftersöksstudien framför allt perioden 15 juli–15 september. Då fladdermusdödligheten i Sverige främst sker under cirka två månader, från mitten av juli till mitten av september och med en topp under augusti, menar vi att två månader högst sannolikt omfattar majoriteten av den fladdermusdödlighet som förekommer inom respektive område. Dödligheten i skogslandskap i region 1, södra Sverige (Skåne, Blekinge och Kalmar län), har vi beräknat till ett medianvärde av 3,0 (90 % KI: 1,9–4,8) individer per oreglerat vindkraftverk och månad. Vår uppskattade dödlighet i region 1 motsvarar då ett medianvärde av cirka 6 individer per oreglerat verk och år (säsong). För resterande undersökta regioner är dödligheten avsevärt lägre med medianvärden motsvarande 0,03 (90 % KI: 0,01–0,07) individer i inre Halland (region 2), 0,1 (90 % KI: 0,0–1,1) individer på småländska höglandet (region 3), 0,4 individer vid norra Vättern (90 % KI: 0,2–1,3) (region 4) och slutligen ett medianvärde av 0,04 fladdermöss per verk och månad i Dalarna (90 % KI: 0,0–0,5) (region 5). Vår uppskattade dödlighet för dessa regioner motsvarar en mediandödlighet på 0,2–0,8 individer per oreglerat verk och år. I region 6 har vi inte hittat några döda fladdermöss och har därför inte kunnat beräkna någon dödlighet.

De kadaver vi fann tillhörde någon av arterna större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, nordfladdermus, dvärgpipistrell eller trollpipistrell. Vi hittade också några kadaver som inte kunde bestämmas längre än till släktet Pipistrellus (dvärg-, troll-, eller sydpipistrell) samt några rester av en fladdermus som inte kunde artbestämmas alls. Inga döda fladdermöss utanför gruppen som brukar klassificeras som högriskarter har hittats. I rapporten grupperar vi ihop de riskutsatta fladdermusarterna i tre grupper: nyctaloider (större- och mindre brunfladdermus, gråskimlig

fladdermus och sydfladdermus, där större brunfladdermus dominerar kraftigt), nordfladdermöss och pipistreller (dvärg-, troll- och sydpipistrell, där dvärgpipistrell dominerar kraftigt).

Både antalet funna kadaver och beräkning dödlighet visar att större brunfladdermus är den art som är mest utsatt för vindkraftsdödlighet, tätt följd av dvärgpipistrell. Dessa står för runt 40 procent vardera av kadaverfynden. Medan dvärgpipistrell är allmänt förekommande i södra Sverige är större brunfladdermus fläckvis förekommande. Studien visar också att i de områden där större brunfladdermus uppvisar en hög aktiviteten förekommer även en hög registrerad dödlighet. Vidare visar resultaten att nordfladdermus inte förefaller vara så riskutsatt som tidigare befarats. Arten står för 10–15 procent av den funna dödligheten, trots att nordfladdermus ofta dominerar aktiviteten vid vindparker i skogsmiljö.

Fladdermusaktiviteten återspeglar grovt resultaten från beräkningarna av dödlighet och var sålunda påtagligt högre i region 1, där också inspelningar av större brunfladdermus dominerade. Större brunfladdermus förekommer även i de andra regionerna men med en betydligt lägre aktivitet. Detta återspeglas också i den betydligt lägre beräknade dödligheten för regionerna 2 till och med 5. Även dvärgpipistrell visade en högre aktivitet i region 1 jämfört med region 2, 3 och 5 (men inte jämfört med region 4). Det är dock inte samma tydliga koppling mellan hög aktivitet och mortalitet som när det gäller större brunfladdermus. Aktiviteten för nordfladdermöss var lägre i region 2 jämfört med region 1, men likartad i övriga regioner. Större brunfladdermus och nordfladdermus uppvisade högre aktivitet vid högre temperatur och lägre vind, medan dvärgpipistrells aktivitet enbart ökade med lägre vind, vilket innebär att de är aktiva vid lägre temperaturer. Den högre aktiviteten i region 1 kunde korreleras med för fladdermöss gynnsamt väder. Det vill säga att regionen har fler nätter med låg vind och högre nattemperaturer, vilket ger en högre aktivitet och därmed också en högre dödlighet.

Vi fann ingen statistiskt signifikant skillnad i dödlighet mellan oreglerade och driftreglerade vindkraftverk. Vi kunde dock se en tendens i region 1, med en 30-procentig minskning av dödligheten vid reglerade verk. Orsaken menar vi beror på att flertalet av de driftreglerade verk som ingår i region 1 har haft problem med den teknik som styr driftregleringen och/eller inrapporteringen. I slutändan innebär det att det blev betydligt färre reglerade verk i region 1 än vad som hade planerats från början. Detta gör att vi har fått för få mätpunkter där vi har kunnat jämföra oreglerade verk mot driftreglerade, vilket ger osäkerhet i analysen. Detta gäller även för region 2 där tekniska problem med regleringen rapporterades under både 2022 och 2023, vilket medförde att vissa reglerade verk i stället körde oreglerat under delar av de två säsongerna. I region 3 och 4 fungerade regleringen som avsett och ett bättre statistiskt underlag erhöles.

Vi menar att de få kadaverfynd som hittades i regionerna 2 till 5, oavsett driftreglering eller inte, ger större felmarginaler i analysen och därför slumpmässiga skillnader och att resultaten inte ska tolkas som att en driftreglering inte fungerar utan snarare som att dödligheten är låg och slumpartad i dessa regioner.

De driftreglerade vindparkerna/verken som ingår i analysen har reglerats vid endera 5 m/s eller 6 m/s. Det varierar även inom och mellan regioner. Studien visar att en reglering i region 2 till 4 tillämpad vid dessa vindstyrkor inte leder till någon statistiskt säkerställd minskad dödlighet. Vi har i vår studie inte kunnat analysera om mortaliteten skiljer mellan om verken är reglerade vid 5 eller 6 m/s. Tidigare studier har dock funnit en högre dödlighet vid 5 jämfört med 6 m/s, vilket kan

ha gjort att vi överskattat dödligheten vid de verk som reglerats vid 5 m/s, då vi i analysen utgått från en reglering vid 6 m/s.

De allt fler utländska studier som genomförts visar att driftreglering är en effektiv metod för att minska dödligheten hos fladdermöss. Även om inte denna studie kan ge klara besked föreligger det enligt oss ingen anledning att tro att driftreglering inte är en fungerande skyddsåtgärd även i Sverige. Vi har därför sökt och erhållit medel för en förlängning av studien med en säsong som omfattar framför allt region 1 men även verk i region 2, med syftet att genomföra en statistiskt väl underbyggd studie som kan visa att en driftreglering även fungerar i Sverige. Vi planerar att presentera resultaten i början av 2025 i en kompletterande rapport.

Utifrån våra resultat föreslår vi att alla vindkraftverk i skogsmiljöer i region 1 ska driftregleras. Vi är medvetna om att vår indelning i de sex regionerna är generell och att förutsättningarna för fladdermöss och aktiviteten kan variera mellan olika platser inom respektive region. Region 1 sticker dock ut med en dödlighet beräknad till cirka sex fladdermöss per verk och år. Genom att tillämpa en driftreglering i Skåne, Blekinge och Kalmar län (region 1) menar vi att dödligheten av fladdermöss vid vindkraftverk reduceras i den region i landet där dödligheten är, eller riskerar att vara som högst. Vi menar vidare att enda alternativet till ett villkor om driftreglering vid framtida projekt i denna region är om ägaren under provotid kan visa att fladdermusdödligheten inte utgör ett problem inom vindparksområdet och att en reglering därmed inte är nödvändig. Om detta alternativ väljs anser vi att det bör ske genom ett minst tre-årigt kontrollprogram framtaget i samråd med berörd myndighet utifrån de metoder som presenterats och föreslagits i denna rapport.

I regionerna 2–5 är vår bedömning att dödligheten är låg, färre än en död fladdermus per verk och år, i vart fall i de skogsmiljöer och geografiska områden som ingått i vår studie. Denna nivå på dödligheten menar vi är så låg att en driftreglering sannolikt inte är nödvändig. Vi är medvetna om att dödligheten varierar mellan år och att vissa år kan uppvisa en högre dödlighet såsom visat i enstaka vindparker i region 2 i en annan studie och i region 4 under ett år i den här studien. Vi menar dock att tre år är tillräckligt för att fånga upp årliga variationer i dödlighet.

I region 6 (och Vindpark 12 i region 5) påträffades ingen död fladdermus i vår studie. Vi menar att en driftreglering inte är nödvändig i dessa nordliga inlandsområden, där nordfladdermus är enda förekommande högriskart. Detta baserat på att någon dödlighet inte kunnat registreras, vilket visar att fladdermuskadaver från dödliga olyckor är ovanliga och därmed högst sannolikt är mycket sällan förekommande. Resultaten stöds också av inspelningsdata i såväl denna som andra studier.

Vi är samtidigt medvetna om att det finns en kunskapsbrist kring vindkrafts-dödlighet av fladdermöss i andra delar av Sverige, vilka inte representeras av denna studies skogsmiljöer. I dessa områden anser vi att en långtidsövervakning av fladdermusaktiviteten (juli–september) kan vara en lämplig första kontroll i ett uppföljningsprogram. Om aktiviteten inom vindparken indikerar att en förhöjd risk för dödlighet föreligger anser vi att kadavereftersök inom vindparken är en lämplig ytterligare uppföljning. Företrädesvis med tränad hund, men eftersöken kan även genomföras manuellt. Huvudsaken är att det genomförs på ett sätt så att en uppskattad dödlighet inom området och studieperioden kan beräknas. Utifall resultaten visar på en i sammanhanget hög fladdermusdödlighet bör verken då regleras.

Fåglar

Dödlichkeit av fåglar i skogslandskap har vi under perioden 15 juli – 30 september beräknat till 1,1 individer (0,6–2,3) per oreglerat vindkraftverk och månad i region 1 (Skåne, Blekinge och Kalmar län). För resterande undersökta regioner är tendensen att dödlichkeit per verk och månad är lägre: 0,8 individer (0,3–1,8) i inre Halland (region 2), 0,5 individer (0,2–1,6) på småländska höglandet (region 3), 0,6 individer (0,3–1,4) vid norra Vättern (region 4), 0,5 individer (0,2–1,2) i Dalarna (region 5) och 0,3 individer (0,2–0,9) i Västerbottens och Västernorrlands inland (region 6). Intervallen ovan visar 90%-iga konfidensintervall för mediandödlichkeit per verk och månad för de olika regionerna. Det finns inga statistiskt säkra skillnader i fågeldödlichkeit mellan olika delar av landet.

De funna kadavren tillhörde någon av 32 arter där tornseglare, ringduva och morkulla utgjorde 40 procent av samtliga fynd. Av rovfåglar påträffades en kungsörn, två havsörnar, två röda glador, tre ormråkar, två duvhökar och tre sparvhökar. Merparten av funna rovfåglar gjordes vid det första eftersöket och hade förolyckats före 15 juli. Flest rovfåglar hittades i region 1 där tätheten av rovfåglar är som högst i landet. Hönsfåglar (orre och tjäder men också en järpe) påträffades främst i region 5 och 6 med ett undantag i region 3. Noterbart är att ingen uggle eller nattskärre påträffades.

Generellt är fågeldödlichkeit låg vid vindkraftverk i skogsmiljö. Detta kan vi säga även om eftersök gjordes under en relativt begränsad period av året. Det förvånande i den här studien är att tornseglare var den fågelart som låg högst upp på listan över antal förolyckade individer. Så som var fallet med rovfågarna, hittades flest tornseglare i region 1. Tornseglare har uppvisat en dramatisk minskning i Sverige sedan 1970-talet och är i dag rödlistad som Starkt hotad. Artens minskning började dock före utbyggnaden av vindkraft i Sverige och vindkraftsdödlichkeit kan därför historiskt inte vara förklaringen till den negativa utvecklingen för arten. Antalet fynd i vår studie var totalt sett relativt få men det kan inte uteslutas att dödlichkeit vid vindkraftverk kan bidra till att ytterligare försämra populationsutvecklingen i landet.

I region 1 var fladdermusdödlichkeit som högst och även med flest fynd av rovfåglar och tornseglare. Vi rekommenderar därför att kontrollprogram vid vindparker i region 1 omfattar eftersök av både fladdermöss och fåglar. Syftet med insamling av förolyckade fåglar är uppföljning av rovfåglar och tornseglare i första hand. Dödlichkeit av rovfåglar var som högst på våren medan tornseglare förekommer i landet från mitten av maj till slutet av augusti med en aktivitet som till stor del överlappar med fladdermössens aktivitet. För att täcka dödlichkeit av rovfåglar krävs därför eftersök även under perioder på året då fladdermöss inte förväntas vara olycksdrabbade. Det finns ett behov av beräkningar av eventuell populationspåverkan av vindkraftdödlichkeit för rovfåglar och tornseglare. Det är i dagsläget svårt att se vilka skyddsåtgärder som kan vara praktiskt genomförbara för tornseglare, men sådana bör utredas.

Summary

We have estimated the mortality rate of bats and birds at non-curtailed wind turbines in forest environments in Sweden. We have also compared the mortality rate at non-curtailed wind turbines with that at curtailed turbines, to evaluate how well curtailment functions as a protection measure bats. The methods used are bat and bird carcass searches with dogs beneath wind turbines as well as measuring bat activity during July–September using ultrasound recording. In total, during 2021–2023, we have carried out 1910 searches with dogs and fitted ultrasound detectors at 47 different wind turbines. Some of these have been monitored for all three years, others during one or two years. Carcass searching has been carried out within six regions, from north to south. Ultrasound monitoring has been carried out in five of these regions (not in region six, inner Norrland). To obtain credible results we have controlled for searched area, the dogs' search efficiency and how long carcasses can remain before being detected. We have compared mortality rate and bat activity between regions and controlled for temperature and wind speed.

Bats

During the three years of carcass searching, August is the month when all wind farms and turbines have been visited for the whole month. The carcass search study mainly covers the period 15th July – 15th September. Mortality rate in the forest landscape in region 1, southern Sweden (Skåne, Blekinge and Kalmar counties) was estimated to a median value of 3.0 (90 % CI: 1.9–4.8) individuals per non-curtailed wind turbine and month. Since bat mortality in Sweden occurs mainly during two months, from mid-July until mid-September, with a peak in August, we argue that two months comprise most of the bat mortality that occurs within each region. Our estimated mortality rate in region 1 is therefore equivalent to a median value of approximately six individuals per non-curtailed turbine and year (season). For the other investigated regions the mortality rate was considerably lower with median values of 0.03 (90 % CI: 0.01–0.07) individuals in inner Halland (region 2), 0.1 (90 % CI: 0.0–1.1) individuals in the Småland Highlands (region 3), 0.4 individuals at northern Vättern (90 % KI: 0.2–1.3) (region 4) and finally a median value of 0.04 bats per turbine and month in Dalarna (90 % KI: 0.0–0.5) (region 5).

The estimated mortality rate for these regions is equivalent to a median mortality rate of 0.2–0.8 individuals per non-curtailed turbine and year for these regions. In region 6 we found no dead bats and therefore cannot estimate any mortality rate.

The located carcasses belonged to the species; the common noctule, the parti-coloured bat, the northern bat, the soprano pipistrelle and Nathusius' pipistrelle. We also found some carcasses that could only be identified to the genus *Pipistrellus*, as well as some bat remains that could not be identified at all. No dead bats not classified as high-risk species were found.

In the report we group the high-risk species into three groups: nyctaloids (the common and lesser noctule, the parti-coloured bat and the serotine bat), the northern bat and pipistrelles.

Both the number of located carcasses and estimated mortality show that the common noctule is the species that is most exposed to wind turbine mortality, closely followed by the soprano pipistrelle. These make up 40 % each of the carcass finds. While the soprano pipistrelle is widespread in southern Sweden, the common noctule is patchily distributed. Our study and others in the country also show that the common noctule dominates the mortality in areas where it dominates the activity in Sweden. The results also show that the northern bat is not so at risk as previously thought. The species makes up 10–15 % of the detected mortality, despite the northern bat usually dominating the activity at wind farms in forest environments.

The bat activity largely reflected the results from the estimates of mortality and was considerably higher in region 1, where there was a dominance of nyctaloids. These also occur in the other regions but with considerably lower activity, and they are not the most dominant species group as regards activity. This is also reflected in the considerably lower estimated mortality for regions 2 to 5. Pipistrelles also showed a higher activity in region 1 compared with regions 2, 3 and 5 (but not compared with region 4). However, there is not a similar clear relationship between high activity and mortality as there was with nyctaloids. Activity for the northern bat was lower in regions 2 and 5 than in region 1, but similar between regions 1, 3 and 4. Nyctaloids and the northern bat showed higher activity at higher temperatures and lower wind speed, while pipistrelles' activity only increased with lower wind speeds, which means they are active at lower temperatures. The higher activity in region 1 was correlated with suitable weather for bats, i.e. the region has more nights with low wind speed and higher nighttime temperatures, which leads to higher activity and thereby also higher mortality.

We found no statically significant difference in mortality between non-curtailed and curtailed wind turbines. However, we could see a tendency in region 1, with a 30 % decrease in mortality at curtailed turbines. We suggest the cause of this is that most of the curtailed turbines in region 1 have had problems with the technology that controls the curtailment and/or the reporting. In the end this means that there were considerably fewer curtailed turbines in region 1 than we had planned from the start. This means that we have too few sampling points where we can compare non-curtailed and curtailed turbines, which adds uncertainty to the analyses. This also applies to region 2 where technical problems with curtailment were reported during both 2022 and 2023, which meant that some curtailed turbines were running without curtailment during parts of the two seasons. In regions 3 and 4 curtailment worked as planned and a better statistical sample was obtained. We further argue that the few carcasses finds observed in regions 2 to 6, irrespective of curtailment or not, add larger error margins to the analysis and that the results should not be interpreted so that curtailment does not function, but instead that mortality is low and more random distributed in these regions.

The curtailed wind turbines in the analysis have been curtailed at wind speeds of either 5 m/s or 6 m/s. This also varies within and between regions. The study shows that a curtailment in regions 2 to 4 applied at these wind speeds did not lead to a statistically lower mortality. In this study we have not been able to analyse whether the mortality differs if turbines are curtailed at 5 or 6 m/s. Earlier studies have found a higher mortality at 5 compared with 6 m/s, which may mean we have overestimated the mortality at those turbines that were curtailed at 5 m/s, since in the analysis we have assumed a curtailment at 6 m/s.

The increasing number of studies that have been carried out outside Sweden show that curtailment is an effective method for reducing bat mortality. Therefore, we maintain that there is no reason to believe that this is not a functioning protective measure in Sweden, even if this study cannot provide conclusive evidence. We have therefore applied for and received funding for an extension of the study with one season that includes principally region 1, but also turbines in region 2, in order to carry out a statistically robust study that can demonstrate that curtailment also functions in Sweden. We plan to present these results in early 2025 in a supplementary report.

Based on our results we recommend that all wind turbines in forest environments in region 1 are curtailed. We are aware that our division of the six regions is general and that the conditions for bats and bat activity can vary between different locations within each region. Region 1 however sticks out with a mortality estimated at six bats per turbine and year. By applying curtailment in Skåne, Blekinge and Kalmar counties (region 1) we argue that bat mortality at wind turbines will be reduced in the region of Sweden where mortality is, or risks being, highest. We maintain that the only alternative to a condition of curtailment at future projects in this region is if the owner, during a test period, can demonstrate that bat mortality is low within the wind farm and that curtailment is therefore not necessary. If this alternative is selected, we recommend that a monitoring program of at least three years is required, in consultation with the necessary authority based on the methods presented and recommended in this report.

In regions 2–5 it is our assessment that mortality is low, with fewer than one dead bat per turbine and year, at least in the forest environments and geographic areas covered by our study. This level of mortality is so low that curtailment is probably not necessary. We are aware that mortality varies between years and that in some years it can be higher, as shown in region 2 in another study and in region 4 during one year in this study. Our assessment is, however, that if an investigation is carried out for at least three years this variation is included.

In region 6 (and Wind Farm 12 in region 5), no dead bats were found in our study. We argue that curtailment is not necessary in these northerly inland locations, where the northern bat is the only occurring high-risk species. This is based on no mortality being registered, which shows that bat carcasses from fatal collisions are unusual and therefore are probably very rare occurrences. The results are supported by ultrasound data in this and other studies.

We are meanwhile aware that there is a lack of knowledge on bat mortality at wind farms in other parts of Sweden, which are not represented by the forest environments of this study. In these environments we consider long-term monitoring of bat activity (July–September) to be a suitable initial step in a monitoring program. If activity in the wind farm indicates an increased risk for mortality, we consider carcass searching to be a suitable next step. This is best done with dogs but could also be done manually. It is important that this is carried out in a way that enables an estimation of mortality in the area and that the study period can be estimated. If the result shows a relatively high bat mortality, then curtailment should be implemented.

Birds

Mortality of birds in the forest landscape was during 15th July – 30th September estimated to 1.1 individuals (0.6–2.3) per non-curtailed wind turbine and month in region 1 (Skåne, Blekinge and Kalmar counties). For the other regions there was a tendency that mortality per turbine and month was lower: 0.8 individuals (0.3–1.8) in inner Halland (region 2), 0.5 individuals (0.2–1.6) in the Småland Highlands (region 3), 0.6 individuals (0.3–1.4) in northern Vättern (region 4), 0.5 individuals (0.2–1.2) in Dalarna (region 5) and 0.3 individuals (0.2–0.9) in inner Västerbotten and inner Västernorrland (region 6). The intervals above show 90 % confidence intervals for median mortality per turbine and month for the different regions. There are no statistically significant differences in bird mortality between regions.

The observed carcasses were from 32 species, where common swift, woodpigeon and woodcock made up 40 % of all finds. One golden eagle, two white-tailed eagles, two red kites, three common buzzards, two goshawks and three sparrowhawks comprised the raptors found. Most of the raptors were found during the first search and had died before 15th July. Most raptors were found in region 1, where the density of raptors is highest in Sweden. Gamebirds (black grouse and capercaillie, as well as a hazel grouse), were found mainly in regions 5 and 6 with one exception in region 3. It is notable that no owls or nightjars were found.

In general bird mortality is low at wind farms in forest environments. This can be maintained even though searches were carried out during a limited period of the year. Surprisingly, common swift was the species that topped the list of killed individuals. As with raptors, most swifts were found in region 1. Common swifts have undergone a dramatic decline in Sweden since the 1970s, and they are now red-listed as Endangered. The species' decline began before the establishment of wind farms in Sweden so turbine collisions cannot historically be the cause of their decline. The number found in our study was relatively low, but it cannot be ruled out that mortality at wind turbines could contribute to causing further deterioration to the species' population development in Sweden.

In region 1 bat mortality was highest, as was the number of carcasses finds of raptors and swifts. We recommend therefore that monitoring programmes at wind farms in region 1 include searches for both bats and birds. The purpose of searching for dead birds is principally for monitoring raptors and swifts. Raptor mortality was highest during spring while for swifts it occurred from mid-May until the end of August with an activity that largely overlaps with that of bats. To cover raptors, searches need to also be carried out during the period when bats are not expected to be affected. There is a need to estimate a possible population impact of wind turbine mortality on raptors and swifts. It is currently difficult to elucidate which protection measures would be practical to implement for swifts, but such measures should be investigated.

1. Inledning

Alltsedan de första syntesrapporterna om vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss (Rydell m.fl. 2011, Rydell m.fl. 2017) har vindkraftsutbyggnaden fortsatt att öka i Sverige. Mellan 2011 och 2017 fördubblades antalet verk och sedan 2017 har antalet ökat med ytterligare 60 procent. Idag (2023) finns cirka 5 600 vindkraftverk i Sverige och prognosen för 2024 och 2025 är ytterligare ett par hundra verk i landet (Svensk Vindenergi 2023). Under samma period har den faktiska produktionen ökat från 6 TWh till närmare 40 TWh. Utbyggnaden har främst skett på land, i första hand i skogsmiljö, och antalet marina vindparker är fortfarande få. Men från och med 2022 är det fler havsbaserade än landbaserade vindkraftverk (observera verk, inte projekt) under utredning.

Sedan det blev känt att fladdermöss kan skadas av vindkraftverkens rotorblad och särskilt sedan den första syntesrapporten, har förekomst av fladdermöss utretts i samband med tillståndsprocesser för vindkraft. I många fall har tillstånden villkorats med åtgärder (i första hand driftreglering) för att i möjligaste mån undvika att fladdermöss omkommer på platsen.

Kunskapen om hur många fladdermöss som riskerar att omkomma vid vindkraftverk och i vilka situationer som riskerna är störst, har ökat sedan 2017. Nyligen genomförda studier i Spanien (Sánchez-Navarro m.fl. 2023) och Tyskland (Voigt m.fl. 2022) visar att så många som 40–70 fladdermöss riskerar att sätta livet till årligen vid oreglerade vindkraftverk i vissa regioner. Extrapolerat till antalet befintliga verk innebär detta mycket stora dödstal. Det är således viktigt att fladdermusfrågan utreds i tillståndsprocessen inför uppförande av vindparker samt att åtgärder vidtas för att skydda fladdermössen i områden med en hög förekomst av riskutsatta arter. Driftreglering är idag en väl beprövad metod för att förhindra dödsfall vid vindkraftverk och har visat sig ge ett effektivt skydd för fladdermöss (Arnett m.fl. 2013). Detta bekräftas också i nyare studier. I exempelvis Rumänien (Măntoiu m.fl. 2020) minskade olyckorna med 78 procent vid driftreglerade verk jämfört med oreglerade verk. En liknande undersökning i Nordamerika (Adams m.fl. 2021) beräknar minskningen av dödsfall till minst 50 procent, och visar också att effekten ökar ju högre vindhastigheten är då verken stängs ner.

Osäkerheten kring driftregleringens effektivitet i Sverige har gjort att bedömningen av tillståndsprovning för vindkraft är svår. Olika länsstyrelser tenderar att ha olika krav och bedömningsnivå, vilket naturligtvis är olyckligt ur såväl fladdermus- som energiperspektiv. I en dom från 2017 (MÖD 2017-11-06 M 3892–17) skriver Mark- och Miljööverdomstolen att driftreglering inte minskar risken för skador i tillräckligt stor omfattning där fladdermustätheten är mycket hög och där sällsynta arter samt flera högriskarter påträffas. Denna dom har blivit vägledande vid tillståndsprovningar i både Miljöprövningsdelegationens beslut och i domar i Mark och miljödomstolen. Senare beslut lutar sig även mot en studie av de Jong m.fl. (2021), i vilken det konstateras att fler fladdermusarter än tidigare känt kan röra sig på rotorhöjd vid vindkraftverk och dessutom i högre vindhastigheter. Resultatet från det verk som undersökts skiljer sig från resultaten från samtliga övriga verk som undersökts i landet och som ligger till grund för rekommendationerna i den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017). I denna rapport fokuserar vi på en beräknad dödlighet vid vindkraftverk i skogsmiljö i Sverige samt effekten av driftreglering, alltså om en nedstängning av verken enligt rekommendationerna från 2017 års syntesrapport fungerar som skydd för fladdermöss.

2. Syfte

Den första syntesrapporten (Rydell m.fl. 2011) syftade till att redogöra för kunskapsläget gällande fladdermöss och vindkraft, medan den andra (Rydell m.fl. 2017) även sammanställde data från genomförda kontrollprogram i Sverige samt utförde övervakning av aktivitet i marknivå och navhöjd vid verk i olika delar av landet. Detta utmynnade i rekommendationer om skydd och driftreglering. Nuvarande rapport syftar till att:

- A) uppdatera kunskapen från de två tidigare syntesrapporterna med ny nationell och internationell information med avseende på dödlighet vid vindkraftverk och effekter av skyddsåtgärder i form av driftreglering.
- B) beräkna dödlighet för fladdermöss och fåglar vid reglerade respektive oreglerade vindkraftverk i skogsmiljö.
- C) utvärdera de riktlinjer som tidigare har presenterats för när, var och hur driftreglering ska tillämpas samt säkerställa att dessa har avsedd effekt vad gäller skydd av fladdermöss.
- D) ge förslag på utformning av kontrollprogram för effektiv uppföljning av åtgärder vid svenska vindkraftverk, med syfte att ge myndigheter tydliga beslutsunderlag.

Rapportens huvudsyften har varit att undersöka hur fladdermusdödligheten ser ut i olika delar av landet samt att visa om nuvarande driftreglering har avsedd effekt, det vill säga om färre (eller helst inga) fladdermöss dör vid reglerade vindkraftverk jämfört med helt oreglerade verk. Vi vill med denna rapport också presentera riktlinjer som vi hoppas kan bli standard i Sverige och på så sätt underlätta för såväl vindkraftbolag som för myndigheter vid tillståndsbeslut för vindparker, samtidigt som så få fladdermöss som möjligt ska behöva sätta livet till.

Genom att träna sökhundar att upptäcka och markera kadaver av såväl fladdermöss som fåglar gavs också en möjlighet att förutom dödlighet hos fladdermöss, även undersöka fågeldödlighet vid vindkraftverk i skogsmiljö. Analyser av fågeldödlighet begränsades till att jämföra dödlighet mellan regioner.

3. Metodik

3.1 Litteratursök

Liksom i de tidigare publicerade syntesrapporterna har en litteratursökning genomförts för att fånga upp den senaste kunskapen. Till skillnad från tidigare var syftet dock inte att detta skulle vara heltäckande, då huvudfokus snarare låg på det praktiska arbetet med att ta fram egna uppgifter om dödlighet, och därefter utvärdera effekterna av driftreglering. Vi har i huvudsak sökt litteratur tillgänglig från 2017 till september 2023, det vill säga efter det att den uppdaterade syntesrapporten publicerades och fram till dags dato. Vi har i första hand använt vetenskapliga publikationer men också rapporter från konsultfirmor, myndigheter och liknande om dessa har bedömts relevanta. Litteraturgenomgången är på inget sätt fullständig utan syftar endast till att uppdatera kunskapsläget kring fladdermöss och vindkraft i allmänhet och kring effekter av driftreglering i synnerhet. Målsättningen för litteratursök av undersökningar kring fåglar och vindkraft har i första hand varit att uppdatera kunskapsläget för vindkraftens påverkan på fåglar i skogsmiljö. Vi har framför allt använt oss av sökmotorerna *Google Scholar* (www.scholar.google.com), *TETHYS* (www.tethyspnnl.gov/knowledge-base-wind-energy) och *Web of Science* samt sökorden "bats" och/eller "Microchiroptera" i kombination med orden "wind power/wind turbines", "mitigation", "activity patterns" och "fatalities/mortality". I *TETHYS* användes sökordet "birds" medan fler söktermer användes i *Google Scholar*, såsom "bird AND windfarm", "bird AND wind turbine" och "raptor AND windfarm".

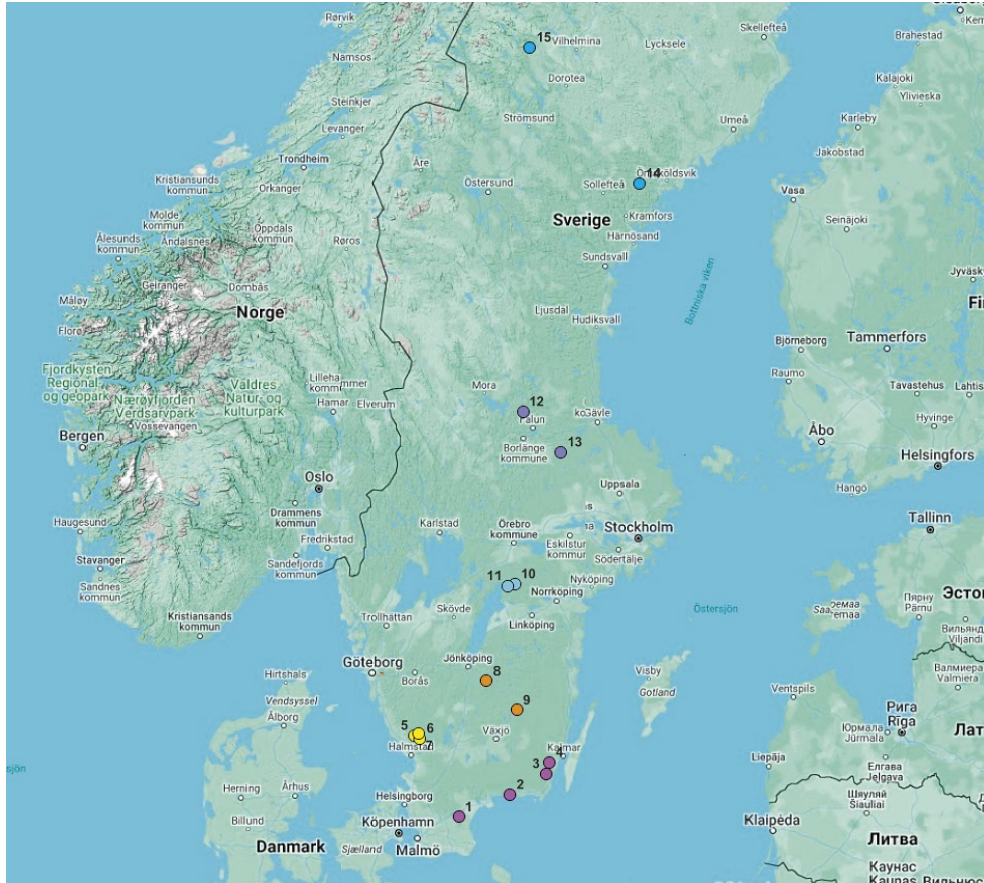
3.2 Regionindelning

Vi har i vår studie delat in våra undersökta vindparker i sex regioner, där region 1 representeras av Skåne, Blekinge och Kalmar län. Region 2 utgörs av Hallands län och region 3 av småländska höglandet. Region 4 utgjordes av Vätterns norra område och område 5 av Dalarna. Region 6 representerade norra Sverige. Vår indelning i regioner är en grov uppdelning av landet som utgått från tidigare inventeringsresultat i olika delar av landet.

3.3 Aktivitetsmätning

Vi har mätt fladdermusaktivitet kontinuerligt med hjälp av ultraljudsdetektorer, så kallade autoboxar (Pettersson D500x) vid 23 vindkraftverk fördelade mellan 13 vindparker i fem, av oss, indelade regioner (figur 1). Inventeringen pågick från första delen av juli till och med slutet av oktober eller början av november mellan 2021 och 2023. Vissa verk inventerades dock under endast ett eller två av dessa tre år. Några av de inventerade verken har utgått på grund av problem med minneskort, mikrofon eller problem med autoboxen, vilket gjort att endast fragmentariska data har registrerats. Exakt period för varje verk hittas i bilaga 1. Detektorerna placerades strax innanför verksdörren och försågs med ström från kraftverkens

interna elkontakt. En kabel drogs till en ultraljudskänslig mikrofon, vilken fästes i trappträcket utanför verksdörren. Mikrofonen riktades ut över verksplatsen.



Figur 1. I studien ingående vindparker och regioner.

Vi har valt att endast mäta aktivitet av fladdermöss vid marknivå. Anledningen till detta är dels den rent praktiska svårigheten att montera och sköta ultraljudsdetektorer i navhöjd, dels att vi sedan tidigare har sett att aktiviteten i marknivå visar en statistisk signifikant positiv korrelation med den på hög höjd (Elfström och Pettersson, opublicerade data baserat på insamlad fladdermusaktivitet vid 23 olika vindkraftsverk med samtidig inspelning vid marknivå och navhöjd; Pearson r -koefficient = 0,80, 95 % KI = 0,58–0,91, för samtliga arter sammanslagna. Korrelationen är statistiskt säkerställd även för de separata artgrupperna nyctaloider ($r = 0,8$, 95 % KI = 0,54–0,90), nordfladdermöss ($r = 0,4$, 95 % KI = 0,04–0,73) och pipistreller ($r = 0,7$, 95 % KI = 0,33–0,84)).



Figur 2. Exempel på placering av ultraljudsmikrofonen.

Autoboxarnas inspelningsinställningar var; INPUT GAIN = 45, TRIG LEV = 80 och INTERVAL = 5. Användarprofilen var; SAMP. FREQ = 500 kHz, PRETRIG = OFF, REC. LEN = 3, HP-FILTER = YES, AUTOREC = YES och T. SENSE = MEDIUM. Inställningarna ger en känslighet motsvarande den interna mikrofonens "high", då den externa mikrofonen är känsligare än autoboxens interna mikrofon. I korthet innebär ovan angivna inställningar en hög mikrofonkänslighet som triggas av högfrekventa ljud (det vill säga förbipasserande ekopejlade fladdermöss). Inspelningarna blir tre sekunder långa och gjorda med minst fem sekunders uppehåll mellan varje inspelning. Alla ljudinspelningar har lagrats på minneskort (4 st 32GB CF-kort, per autobox), vilka har tömts och bytts ut med regelbundna intervall. De inspelade filerna har rensats från skräpinspelningar (regn, vind, vårtbitare mm.) med hjälp av programmen SonoChiro och BatSound ID. Båda dessa program närmar sig 100 procent när det gäller att särskilja fladdermusljud från skräpfil. Inspelningarna har sedan sorterats och bestämts till art- eller släktgrupp med hjälp av programmen BatSound 4.4 och OmniBat.

Det är ibland svårt att artbestämma ljudfiler och särskilja vissa arter och även vissa släkten. Bland högriskarterna handlar detta särskilt om större och mindre brunfladdermus, gråskimlig fladdermus och sydfladdermus, varför vi genomgående har hanterat dessa fyra arter tillsammans i gruppen nyctaloider, vilken i sig domineras kraftigt av större brunfladdermus. Detsamma gäller de tre arterna i släktet *Pipistrellus*, det vill säga dvärg-, troll- och sydpipistrell, vilka behandlas tillsammans som pipistreller. Bland icke högriskarter har vi slagit ihop musöron, det vill säga släktet *Myotis*. Artytiska inspelningar av fransfladdermus har dock bestämts till art. Inspelningar av barbastell och brunlångöra har också bestämts till art. De högriskarter som har registrerats i inspelningarna behandlas alltså härnäst som a) nyctaloider, b) nordfladdermus och c) pipistreller.

Vi vill poängtera att antalet inspelningar inte är samma sak som antalet fladdermusindivider. En fladdermus som jagar återkommande på inspelningsplatsen kan ge upphov till hundratals registreringar under en natt. Det enda sätt att skilja ut om det rör sig om flera individer är om flera individer syns samtidigt i en och samma inspelningsfil, vilket inte är ovanligt om aktiviteten är hög. Antalet inspelningar ska alltså ses som ett mått på aktivitet och vi har angett detta som en medelaktivitet per natt under perioden juli–september (92 nätter). I den statistiska analysen har antalet inspelningar per tiominutersperiod och enskilt verk använts. Inspelningarna från detektorerna har sedan korrelerats med vind- och temperaturdata för varje tiominutersperiod. Dessa uppgifter har erhållits från vindkraftsbolagen och är mätta i navhöjd, vilket innebär att den faktiska vinden i marknivå är lägre och sannolikt även varierande mellan olika verk beroende på hur täckningen i marknivå ser ut. Därmed har fladdermössens aktivitet i marknivå kunnat beräknas i förhållande till vädersituation för varje tiominutersperiod över flera hela säsonger. Fladdermusaktiviteten har också jämförts med dödligheten vid varje utvald vindkraftspark inom regionerna 1–5 (det saknades resurser för att även mäta fladdermusaktivitet inom region 6).

3.4 Eftersök av kadaver med hund

Rydell m.fl. (2017) konstaterade att det saknades någorlunda säkra uppskattningar av dödlighet av fladdermöss vid vindkraftverk i Sverige. De studier som gjorts visar dock på att några få arter är överrepresenterade (så kallade högriskarter) och att dessa omkommer främst under perioden augusti till mitten av september.

Hundars sökeffektivitet av kadaver har internationellt visats vara överlägsen jämfört eftersök som utförts av människor (Paula m.fl. 2011, Mathews m.fl. 2013, Rodrigues m.fl. 2014, Smallwood m.fl. 2020) men fram tills nu har få eftersöksstudier med hjälp av specialtränade hundar genomförts i Sverige. En större undersökning av fågeldödlighet i Storruns vindkraftpark i Jämtlands län har dock genomförts med tränade hundar (Falkdalen m.fl. 2013). Vidare har Martin Rydberg Hedén genomfört eftersök av fåglar och fladdermöss genom kontrollprogram vid sex vindkraftsparker under åren 2017–2021 (exempelvis i Ottvall & Rydberg Hedén 2022).

De hundteam som ingick i projektet hade antingen redan erfarna sökhundar, tränade av professionella hundtränare, eller blev upplärda under studiens gång i en intern utbildning. Flera av de erfarna sökhundarna (totalt 13 hundar) hade tidigare genomgått en 160 timmars utbildning som granbarkborrehund, vilket innebär att hunden är tränad att hitta granar som är angripna av barkborrar. Av dessa hade tre hundar även arbetat professionellt med sök av angripna träd för privata skogsägare och länsstyrelser i minst två år. En granbarkborrehund använder insekternas feromoner för att hitta angripna träd, en sökmetod som är likartad den som används vid kadaversök. SnifferDogs Sweden (www.snifferdogs.se), godkänt som medlemsföretag i Branschorganisationen för sökhundar (BOSH), anlätades för träning av tre hundar, dels för sök efter doftkälla, dels för markering vid fynd av kadaver.

De hundteam som inte tränades av SnifferDogs lärdes upp av erfarna hundförare. Träningen för en sökhund går ut på att få hunden att göra en markering vid fynd av sökobjekt (figur 3). Oftast används initialt en doft som skiljer sig från de objekt som hunden ska söka efter i ett senare skede. Markeringsträningen kan göras på till exempel mynt eller en KONG-boll (gjord av rent gummi) och när markeringen blir ett automatiskt beteende för hunden, eller blir den ”knapp” som hunden trycker på för att få belöningen, kan sökandet övergå mot andra måldoftar.

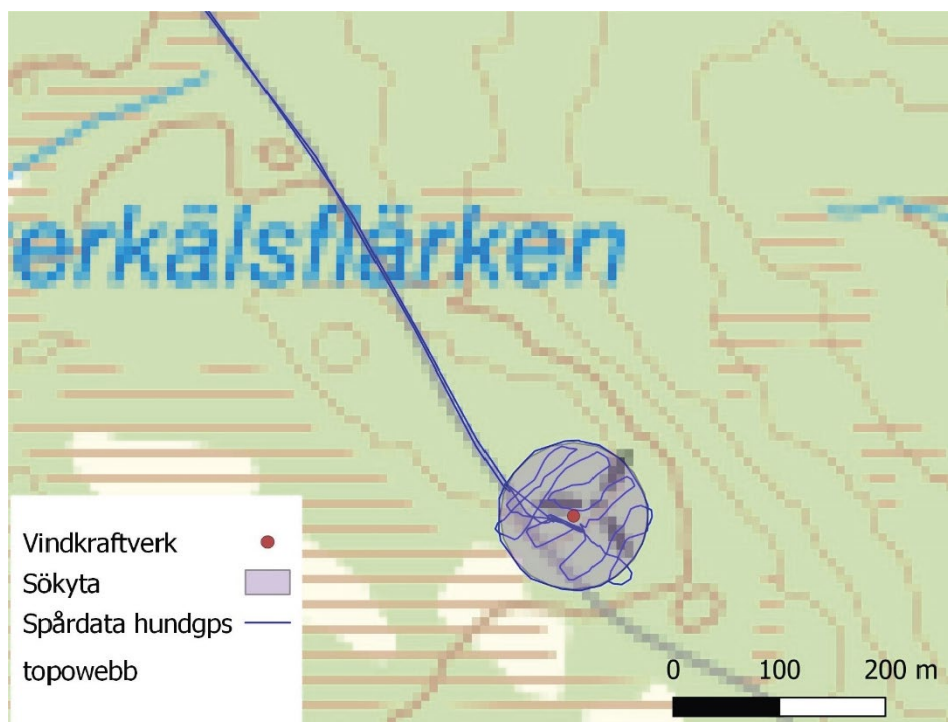
Träningen med kadaver inleds med en distinkt doft som hunden lätt fångar upp och som snabbt leder till en belöning. Successivt ökas svårighetsgraden där träningen genomförs i varierande terräng. Det är viktigt att skapa en förväntan hos hunden att sökobjekt kan finnas på olika underlag och i såväl högt gräs som öppet på en grusplan. Den största utmaningen med träningen är oftast att skapa en förväntan hos hundarna för att hitta nyligen döda fladdermöss eller fåglar, då dessa kadaver har en annan doft. Det är svårt att hålla kadaver i ett ”doftfritt” skick en längre tid då ett nedfryst kadaver som tinas upp och används vid flera tillfällen snabbt börja lukta mer än ett ”fräscht” kadaver. Det är dock praktiskt svårt att träna hunden på alla de dofter som olika arter kan avge vid olika grader av förruttelse, och det ligger i sakens natur att hundens sökskicklighet ökar med erfarenheten av olika kadaver i naturen.



Figur 3. Sökhundarna tränades att markera vid fynd av sökobjekt. Här syns en jaktlabrador som tydligt, på visst avstånd, markerar med nosen riktad mot fågelkadavret. Bild tagen med åtelkamera.

Hundekipagen som ansvarade för kadaversök hade med några få undantag aldrig på förhand information om huruvida utvalda vindkraftverk var reglerade eller oreglerade. Vid varje vindkraftverk som ingick i studien skapades ett sökområde i form av en cirkel med 70 meters radie från verkstornet. Beroende på terräng, var det inte alltid möjligt att genomföra eftersök inom hela sökområdet. Vissa ytor inom sökområdet exkluderades i analysen då terrängen bedömdes utgöra en säkerhetsrisk för hund eller hundförare, eller då vegetationen var allt för svår genomtränglig. Andel genomsoekt yta togs hänsyn till i analyserna.

Startpunkten för ett sök varierade i förhållande till vindriktning, då det var viktigt att hunden sökte i sidvind så långt det var möjligt. Vinden för med sig kadaverdoften och grundförutsättningen för ett lyckat sök är att hunden får största möjlighet att ”fånga upp” doftpartiklarna med vindens hjälp. Hundförarens viktigaste uppgift är att styra hunden till att systematiskt söka av terrängen längs en linje som tar hjälp av vindriktningen. Spåret görs så långt det är praktiskt möjligt längs parallella söklinjer i terrängen (figur 4). När det var vindstilla kompenstrades detta genom att sökandet gjordes med kortare avstånd mellan söklinjerna, vilket medförde att sökandet tog längre tid. Eftersök genomfördes både med hund i lina och med hund som sökte fritt. Hundförarens uppgift var att kontrollera att en så stor del som var praktiskt möjligt av sökområdet täcktes vid ett eftersök, annars var det hundens uppgift att lokalisera eventuella fladdermöss eller fåglar. Beroende av sökarens storlek, terrängens beskaffenhet och vindförhållanden tog ett sök mellan 15 och 45 minuter. Vid något exceptionellt tillfälle när nio kadaverfynd gjordes vid samma verk tog sökandet cirka 60 minuter inberäknat hantering av samtliga kadaverfynd.



Figur 4. Exempel på söklinjer för eftersökshund vid vindkraftverk.

Eftersök gjordes mellan 15 juli och 30 september, där kadaverfynd vid det första söktillfället rensades bort och uteslöts från analysen av dödlighet per tidsenhet. Detta för att kadaver som har legat på plats före det att eftersöks-studien var i igångsatt ligger utanför den tidsperiod som beräkningen av dödlighet av fåglar och fladdermöss baseras på. Det vill säga, vid första besöket nollställde vi datasetet, för att sedan beräkna dödlighet från och med besök två till och med sista besöket. Några fynd som gjordes vid det första sökandet i juli bedömdes ha legat på platsen i flera månader. Detta gällde till exempel samtliga fynd av havsörn som gjordes under studien. Vi redovisar samtliga funna kadaver i bilaga 2 (fladdermöss) och bilaga 3 (fågel), inklusive de kadaver som uteslöts från analysen av dödlighet per tidsenhet.

Tidsintervallet mellan söktillfällen uppgick vanligtvis till mellan tio och tolv dagar men var oftare större i flera vindparker under den första fältsäsongen 2021.

I några vindparker användes enbart ett hundteam för eftersök, men så långt det var praktiskt möjligt, byttes hundteam ut mellan vindparker under fältperioden. Detta för att reducera risken för påverkan av sökeffektivitet hos varje enskilt hundteam. För att undvika att vindkraftverk enbart genomsöktes i början respektive sent på dagen, så alternerades ordningen mellan vindkraftsverken mellan varje kadaversök.

Vid fynd av fladdermus- eller fågelkadaver togs koordinater på fyndplatsen med medhavd GPS/mobiltelefon. Avståndet till vindkraftverket uppskattades och en bild togs av fyndet. Därefter samlades kadavret in och förvarades i påse tills dess att det placerades i frys vid hemkomsten. Fåglar kunde oftast bestämmas till art direkt på plats medan fladdermöss kontrollerades i efterhand. För att artbestämma fladdermössen användes i första hand mätningar av underarmsbenets längd samt andra mått och karaktärer enligt Dietz & von Helversen (2004).

Funna fladdermöss kunde med stor sannolikhet härledas till att ha dödats vid vindkraftverken medan det ibland kunde misstänkas att fågelrester hade annat ursprung (se avsnitt om referensytor). För att inkluderas i fyndstatistiken krävdes flera fjädrar (ving- eller stjärt pennor) från uppenbart samma individ. Enstaka kropps fjädrar räknades inte som en vindkraftsdödad fågel. Kadaverfynd i sökytorna misstänktes vid några tillfällen vara uppätta av rovfågel, mest troligt av sparvhök. Dessa fynd inkluderades i analyserna på samma sätt som liknande gjorda fynd i referensytorna.

Eftersom de allra flesta eftersök inte resulterade i några kadaverfynd, användes olika metoder för att hålla uppe entusiasmen och motivationen hos hundarna. Några hundar uppskattade en paus med ett bad i en sjö i närheten, andra behövde utlagda kadaver som belönades vid markering. Vid minsta osäkerhet kring hundens motivation, togs en längre paus eller så avslutades eftersöken för dagen. Några hundförare hade flera hundar som turades om att söka. Det var då möjligt att genomföra fler eftersök på en dag jämfört med om endast en hund användes.

3.5 Sökeffektivitet

Hundens sökeffektivitet kan påverkas negativt av hög temperatur, terrängens beskaffenhet och avsaknad av vind. Målsättningen var att varje hundteam skulle ha en effektivitet där minst 90 procent av befintliga kadaver i sökytan upptäcktes vid ett eftersök. Olika metoder användes för att utvärdera hundarnas sökeffektivitet. Exempel på hur test gjordes för hundar som var delaktiga i studien redovisas här nedan. Den första test som redovisas är i stort sett densamma som använts i studien av Smallwood m.fl. (2020).

En annan person än hundföraren placerade ut kadaver kvällen innan eller senast samma morgon som eftersök gjordes. Vid misstanke om att hundarna kunde följa spår efter utläggaren användes en drönare för att lägga ut kadaver i terrängen eller så kastades kadaver ut från bil. Kadaver placerades i olika miljöer: på grusplan, i öppen terräng samt i högre vegetation med buskar eller tät ungskog. Vid dessa tester som omfattade flera utläggstillfällen med de olika hundarna varierade sökeffektiviteten mellan 91 och 96 procent (i Smallwood m.fl. 2020 varierade sökeffektiviteten med denna metod mellan 90 och 96 procent).

För andra hundar gjorde hundföraren kadaverutlägg vid ett flertal tillfällen utan att hunden kunde se var kadaver placerades. Därefter gjordes ett vanligt sök där det utlagda kadavret ingick som ett test av sökeffektiviteten. För dessa tester var sökeffektiviteten högre än 95 procent.

Där det var möjligt testades funna kadaver på flera hundar, det vill säga, vi lät fynd ligga kvar till efterföljande dag då ett annat hundekipage skulle försöka lokalisera kadavret, dock utan att känna till den exakta platsen.

Våra tester resulterade i en sökeffektivitet hos hundarna som låg på minst 91 procent. Likväl använde vi i analyserna en sökeffektivitet av 85 procent, ett något lägre värde än vad testerna visade, men som samtidigt tar hänsyn till en förväntad lägre prestationsförmåga hos eftersökshundar under extremt varma spårningsdagar. Detta är måhända ett alltför konservativt antagande, vilket marginellt kan ha medfört att vi överskattat dödligheten av fåglar och fladdermöss.

3.6 Kadavers beständighet

Åtelkameror placerades ut i närheten av vindkraftverk, antingen på grusplan i direkt anslutning till verket eller i intilliggande skogsmark med markvegetation. Detta gjordes för att undersöka eventuella skillnader i hur länge kadaver låg kvar på verksplatsens öppna grusplan jämfört med skogens mer slutna miljö, där en varierande grad av markvegetation förekom.

Vid varje åtelkamera placerades ett fågelkadaver (totalt 176 kadaver av 49 arter, där flest utgjordes av ringduva, tornseglare och bofink, men också flera rovfåglar, änder, vadare och gäss) eller ett fladdermuskadaver (totalt 34 kadaver, där flest utgjordes av större brunfladdermus, dvärgpipistrell men även nordfladdermus och/eller gråskimlig fladdermus placerades ut). I den mån det var möjligt placerade vi samma art vid både verksplatsens öppna yta och vid verksplatsens mer slutna skogsmiljö. Kamerorna var inställda på att ta bilder vid rörelser under hela dygnet. I många fall var det möjligt att fastställa tidpunkten för när kadaver försvann, men inte vid varje utlagt kadaver.

Kadaver bedömdes som kvarvarande så länge det fanns rester som möjliggjorde en artbestämning (endast kroppsfrådrar av fåglar undantaget). Detta motsvarade vår bedömning av vad vi räknade som ett kadaverfynd vid eftersöken.

För att kunna undersöka om dödligheten vid vindkraftsverk skiljde sig från övrig dödlighet, inkluderades referensområden, i vilka även eftersök med hund genomfördes. Referensområdena genomsöktes efter kadaver på samma sätt och vid samma tidpunkter som vindkraftverken. Referensområdet hade också radien 70 meter, men dess yttre gräns var minst 300 meter från något vindkraftverk. Centrum för referensområdet var samtidigt maximalt 1000 meter från något av de vindkraftverk som ingick i studien. Ingen bilväg fick förekomma inom referensområdet. Referensområdet skulle innehålla minst 50 procent skogbeklädd mark, men kunde även innehålla kalhygge eller andra öppna miljöer.

3.7 Statistiska analyser

Det är osannolikt att samtliga fladdermöss och fåglar som dödas av vindkraftsverk ska kunna hittas vid en eftersöksstudie. För varje dygn som passerar kan det på goda grunder antas att risken ökar för att kadaver försvinner genom att asätare hittar och äter upp eller flyttar kadavret. Detta innebär att en viss del av kadavren hinner förvinna mellan eftersöken i vindparken och därmed inte kan hittas av hunden. Därutöver förväntas inte att hundekipagen hittar samtliga kadaver. I denna studie uppskattade vi hundekipagens sökeffektivitet till 85 procent. En tredje parameter vi behövt fastställa är hur stor del av den totala sökytan som varit möjlig att inventera. Vissa ytor inom respektive vindkraftverksområde var inte möjliga för hunden att ta sig igenom, som exempelvis täta taggbuskage eller andra, för hunden, svårpasserade ytor.

I analysen av dödlighet tillämpade vi ett statistiskt program-paket kallat 'GenEst', 2023, version 1.4.9 (Dalthorp m.fl. 2018), se bilaga 4 för ytterligare beskrivning. Först beräknade vi sannolikheten att återfinna kadaver vid varje söktillfälle utifrån antalet dagar mellan att kadavereftersöken genomfördes vid respektive vindkraftsverk. Därefter uppskattade vi den totala dödligheten baserat på våra kadaverfynd vid respektive verk, vindpark och region. Varje region analyserades separat och därtill genomfördes analyser separat för oreglerade verk, reglerade verk samt referensytor. Den uppskattade dödligheten gjordes för åren 2021, 2022 och 2023 sammanslaget.

För att kunna jämföra vår uppskattade dödlighet med förekomsten av fladdermöss per region analyserades fladdermusaktivitet vid vindkraftverk i region 1-5. Det var dock endast år 2023 som aktivitetsdata kunde erhållas från samtliga regioner. Endast inspelningar gjorda under perioden 1 juli – 30 september inkluderades. Då temperatur och vindstyrka kan påverka fladdermusaktiviteten inkluderades dessa variabler som medelvärden avseende temperatur (grader Celsius) och vindstyrka (m/s) per dygn. Modelleringen av fladdermusaktivitet utfördes enligt beskrivning i bilaga 5.

4. Resultat fladdermöss

4.1 Uppdatering av kunskapsläget

4.1.1 Dödliggheit vid vindkraftverk

De första beräkningarna av antalet fladdermöss som dödas vid vindkraftverk i norra Europa och som kunde antas vara relevant för svenska förhållanden, gav siffror på en till två individer per verk och år (Rydell m.fl. 2011). Dessa visade sig snart vara för låga, dels då mätningarna var begränsade i tid, dels hade man inte tagit tillräcklig hänsyn till att kadaver ofta äts upp eller transporteras bort av rovdjur eller asätare. Inte heller fanns beräkningar för hur många fladdermöss som aldrig hittades på grund av svår terräng. Man kan också anta att fladdermöss ibland skadas vid vindkraftverk utan att omkomma direkt, för att sedan dö på annan plats. Sådana dolda dödsfall kommer förstås aldrig med i analysen. I denna studie observerades exempelvis tre levande individer av större brunfladdermus liggande på marken (alla vid oreglerade verk) i samband med kadaversök. Fladdermössen var märkbart medtagna men vi vet inte hur skadade de var och om och i så fall var de dog. Fynden exkluderades från analysen av uppskattad dödliggheit.

Senare kom beräkningar på att cirka fyra fladdermöss omkommer per vindkraftverk och år i Sverige (Rydell m.fl. 2018) och ungefär tre gånger så många (10–12) i Tyskland, dolda dödsfall oräknade (Voigt m.fl. 2012). Även om variationen är stor mellan olika platser innebär detta ungefär 250 000 dödade fladdermöss om året bara i Tyskland (Voigt m.fl. 2015). Liknande beräkningar, på drygt 15 dödade fladdermöss per verk och år kom ungefär samtidigt från Kanada och USA, vilka även hade beräknat sökeffektivitet. Redan då utfärdades varningar för att bygga ut vindkraften utan att införa någon form av driftreglering eller andra skyddsåtgärder (Hayes 2013; Zimmerling & Francis 2016). Ytterligare senare beräkningar i Tyskland har gett siffror på uppemot 70 dödade individer vid olämpligt placerade och/eller oreglerade verk, även om ett medelvärde på 14 fladdermöss per verk och år har angetts (Voigt m.fl. 2022). Längre söderut är problemet ännu större. I södra Europa finns beräkningar på uppemot 100 omkomna individer per verk och år (Camina 2012, Georgiakakis m.fl. 2012), vilket naturligtvis riskerar att mycket kraftigt minska fladdermuspopulationerna. En beräkning visar att det kan ha omkommit upp till 500 000 fladdermöss per år i Spanien innan driftreglering började tillämpas (Sánchez-Navarro m.fl. 2023).

Vi har innan denna studie haft få svenska studier som kan jämföras med den beräknade fladdermus- eller fågeldödliggheiten i andra länder. Endast tre vindparker har tidigare undersökts på ett sätt som innebär att det går att uppskatta dödliggheiten och det är vid Askomes och Ryssbols vindparker i Hallands län samt vid Kvilla i Kalmar län. I dessa vindparker uppskattades dödliggheiten till i genomsnitt fyra fladdermöss per verk och år (1,5–6,5, Rydell m.fl. 2018).

Kadaver som har påträffats och registrerats finns (åtminstone delvis) att hitta i en Europa-gemensam databas som kontinuerligt uppdateras med nya fynd (Dürr 2023a). I den senaste sammanställningen från 9 augusti 2023 fanns 12597 inrapporterade kadaverfynd från vindparker i hela Europa. Enstaka data sträcker sig mer än 30 år tillbaka medan de flesta uppgifter härrör från de senaste tio åren.

Databasen är långt ifrån komplett, bland annat står antalet fynd från Tyskland och Frankrike för mer än två tredjedelar av alla inrapporterade fladdermöss. I materialet framgår ändå att några få arter och släkten är överrepresenterade, precis som vi tidigare har sett även i Sverige (sammanfattat av Rydell m.fl. 2017). I Europa som helhet dominerar dödsfallen av pipistreller (i Sverige representerade av dvärg-, troll- och sydpipistrell), vilka står för mer än 60 procent av alla fynd. Framför allt är det arterna troll- och sydpipistrell som drabbas, men även andra arter inom släktet har rapporterats från vindparker där de förekommer frekvent. Släktet *Nyctalus* (i Sverige arterna större- och mindre brunfladdermus) står för ungefär 20 procent av dödsfallen på Europeanivå och då är det större brunfladdermus som dominerar. Släkterna *Eptesicus* (nord- och sydfladdermus) och *Vespertilio* (gråskimlig fladdermus) står för 3,5 respektive 1,7 procent av dödsfallen medan *Hypsugo* (nära släkt med pipistreller och som inte förekommer i Sverige) står för 2,7 procent. Övriga släkten förekommer endast i enstaka fynd, exempelvis *Myotis* (släktet musöron, exempelvis vatten-, frans-, mustasch- och tajgafladdermus) med en halv procentenhet. Antalet obestämda fladdermöss, det vill säga oklart vilket släkte eller art det rör sig om, är närmare 9 procent.

Tittar vi på enbart Nordeuropa (Danmark, Estland, Finland, Lettland, Norge, Polen, Storbritannien, Sverige och Tyskland) ser mönstret ungefär likadant ut med den skillnaden att *Pipistrellus* och *Nyctalus* står för cirka 55 respektive 35 procent vardera av dödligheten. *Eptesicus* minskar något (2,7 procent) och *Vespertilio* ökar (3,8 procent). I norra Europa är alltså skillnaden mellan *Pipistrellus* och *Nyctalus* mindre än i södra Europa, till den senares nackdel. De svenska inrapporteringarna består av 83 kadaverfynd mellan år 2000 och 2017 och där står *Pipistrellus* (främst dvärgpipistrell), *Nyctalus* (endast större brunfladdermus) och *Eptesicus* (endast nordfladdermus) för en cirka tredjedel av fynden vardera. Utöver dessa känner vi till ett tjugotal fynd (Pettersson opubl. data) och med dessa inräknade är fördelningen något annorlunda. *Nyctalus* står då för cirka 43 procent, *Pipistrellus* för 40 procent och nordfladdermöss svarar för drygt 16 procent av kadaverfynden. De flesta av fynden är artbestämda genom minst foto, men enstaka förväxlingar kan inte uteslutas. Vi finner dock ingen anledning att ändra på tidigare klassificering gällande vilka fladdermöss som är högriskarter i vindkraftssammanhang (Rydell m.fl. 2017).

Gemensamt för de europeiska högriskarterna inom släkterna *Pipistrellus*, *Nyctalus*, *Eptesicus*, *Vespertilio* och *Hypsugo* är att de har liknande ekologisk nisch då de är anpassade för jakt på mer eller mindre hög höjd i fria luften, det vill säga ovan trädtopparna. I andra delar av världen, med andra fladdermussläkten, är det ändå denna typ av fladdermöss som står för de allra flesta dödsfallen (Barclay m.fl. 2016). I norra Europa och Nordamerika är många av dessa arter också långdistansflyttare, vilket har lett till anpassningar för snabb flykt i öppen terräng. Tidigare har man tänkt att flyttande fladdermöss är de mest utsatta arterna (Kunz m.fl. 2007) och det stämmer ganska väl för våra svenska riskutsatta arter men det är inte hela förklaringen. Det förefaller snarare vara de olika fladdermusarternas sätt att jaga och förflytta sig som är avgörande för om de riskerar att dödas vid vindkraftverk eller inte.

4.1.2 Anledningen till att fladdermöss dör vid vindkraftverk

Fladdermöss som omkommer vid vindkraftverk har träffats och slagits till marken av verkens rotorblad. Det finns också indikationer på att barotrauma kan spela in, det vill säga att turbulens kan orsaka tryckfall och skador på fladdermössens lungor (Baerwald m.fl. 2008). Det är dock osäkert om så verkligen är fallet (Lawson m.fl. 2020).

Fladdermusdödligheten i samband med vindkraft i Sverige och andra delar av Europa inträffar främst under sensommaren och tidig höst, efter att yngelkolonierna lösts upp och förflyttningen till vinterkolonierna inleds, det vill säga från augusti till mitten av september (Schuster m.fl. 2015). I vissa områden förekommer även en mindre topp under våren (Rydell m.fl. 2010). Högriskperiodens längd i Europa varierar dock med latitud och riskperioden förefaller vara längre i södra Europa jämfört med norra Europa (Sánchez-Navarro m.fl. 2019). Anledningen till att fler dödsfall sker under framför allt sensommar och tidig höst kan vara att många fladdermöss vid denna tid på året är mer aktiva i rotorhöjd, i samband med födosök under förflyttning mellan sommar- och vinterkvarter (Cryan & Barclay 2009). I den mån flyttstråk med många förbipasserande fladdermöss kan identifieras bör vindkraftverk i största möjliga mån därför undvikas i dessa områden (Rodrigues m.fl. 2014). Efter yngelperioden, då ungarna inte längre är små, rör sig och födosöker fladdermöss allmänt över mycket större arealer. Detta kan också förklara den ökade dödligheten under sensommaren (Rydell m.fl. 2017). Sådana rörelser verkar vara beroende av hur insekterna rör sig i atmosfären (Rydell m.fl. 2010) och påverkas också av landskapets karaktär. Närhet till vattendrag, kustlinjer, trädridåer och höjder verkar påverka risken för dödliga olyckor (Kelm m.fl. 2014, Rodrigues m.fl. 2014), vilket högst sannolikt också styrs av bytesdjurens (insekternas) beteende.

Väderförhållanden är också en till synes avgörande faktor. Multipla studier har visat att ju lägre vindhastighet och högre temperatur desto större risk för kollisioner (Rydell m.fl. 2017, 2018, Muthersbaugh m.fl. 2019, Barré m.fl. 2023). Mönstret är globalt och gäller även i Australien (Bennett 2022), även om säsongerna där är de omvända. I Nordamerika har det också observerats att storskaliga väderfenomen som högtrycksområden och låg luftfuktighet möjligen är bättre indikationer på förhöjd olycksrisk än lokalt väder (Arnett m.fl. 2008).

Medan vissa hypoteser menar att dödliga olyckor av fladdermöss vid vindkraftverk till stor del är slumpmässiga, exempelvis beroende på flyttning förbi vindparksområden (Barclay m.fl. 2017) finns andra som föreslår att vindkraftverk faktiskt attraherar fladdermöss (Roeleke m.fl. 2016, Richardson m.fl. 2021, Guest m.fl. 2022). Orsakerna kan vara att fladdermöss jagar insekter där (Rydell m.fl. 2016, Jansson m.fl. 2020). Insekternas beteende att samlas vid den högsta punkten i ett område, kan bidra till deras och fladdermössens närvaro vid vindkraftverk (Rydell m.fl. 2010, Grof-Tisza m.fl. 2017). Flera studier har funnit en korrelation mellan insekts- och fladdermusaktivitet (Horn m.fl. 2008, Therkildsen & Elmeros 2017, Jansson m.fl. 2020). Kraftverkstorn absorberar och lagrar dessutom värme, vilket kan dra till sig dagaktiva insekter som blir kvar på tornen över natten (Dudek m.fl. 2015, Rydell m.fl. 2016). Det finns observationer av fladdermöss som verkar plocka insekter från vindkraftverk (Horn m.fl. 2008, Hale m.fl. 2013, Cryan m.fl. 2014, Rydell m.fl. 2016) och undersökningar av maginnehåll från vindkraftsdödade fladdermöss visar att de faktiskt kan äta dagaktiva insekter som sitter på tornens yta nattetid, exempelvis flugor (Reimer m.fl. 2010, Valdez and Cryan 2013, Rydell m.fl. 2016).

Andra orsaker till att fladdermöss flyger nära vindkraftverk kan vara att flyttande arter lockas av rött ljus (Voigt m.fl. 2017), att de attraheras av höga strukturer i jakt på viloplatser (Kunz m.fl. 2007) eller som en plats att para sig på (Cryan m.fl. 2014). Även om insekthypotesen förefaller ha mest stöd, är det ändå inte helt klarlagt varför fladdermöss verkar lockas till vindkraftverk (Guest m.fl. 2022). Exempelvis fann Jansson m.fl. (2020) att fladdermöss såväl jagade som uttryckte sociala spellåten vid vindkraftverk. De Jong m.fl. (2021) fann visserligen stöd för att fladdermöss jagade vid vindkraftverk, men sambandet mellan fladdermöss och insekter var svagare än förväntat. Det kan alltså finnas flera orsaker till fladdermössens eventuella intresse för vindkraftverk.

4.1.3 Undanträngningseffekter

Förutom att dödas av vindkraftverk kan fladdermöss påverkas indirekt av vindparker. Undersökningar i Frankrike och Nya Kaledonien visar att fladdermusaktiviteten inom vindkraftsparker är betydligt lägre än utanför vindkraftsparker, vilket tyder på att vindkraftverk kan påverka fladdermössens livsmiljöer negativt (Millon 2022). Barré m.fl. (2018) fann att sydpipistrell undviker vindparker, åtminstone i öppet landskap, och att effekten sträcker sig en kilometer från vindkraftverken. Liknande effekter har setts även i kustområden (Reusch m.fl. 2022). Leroux m.fl. (2022) visade att sydpipistrell överger födosöksplatser som ligger för nära vindkraftverk. Men tvärtom, finns också studier som visar att sydpipistrell kan vänja sig vid närvaron av vindkraftverk (Bach & Rahmel 2004) och att verken i sig kan attrahera fladdermöss i öppet landskap (Richardson m.fl. 2021), vilket skulle kunna förklaras av insektstillgång (Rydell m.fl. 2016). I Tyskland har man med hjälp av GPS studerat större brunfladdermus inom och omkring vindparker och funnit att även denna art förefaller undvika vindkraftverk och att få individer av arten flög närmare verken än 100 meter (Roeleke m.fl. 2016; Reusch m.fl. 2022, 2023). Undantaget är dock om vindparker ligger nära boplatser, då aktiviteten snarare verkade öka. Både individuella skillnader och säsongskillnader kunde dock iakttas och det verkar också finnas skillnader mellan könen då honor exempelvis flög närmare vindkraftverk än hanar under tidig sommar (Roeleke m.fl. 2016).

I Finland har man visat att fladdermöss verkar undvika vindkraftverk i boreala skogsmiljöer. Fladdermusaktivitet har noterats vara högre en bit ifrån vindkraftverk jämfört med aktiviteten vid verksplatserna (Gaultier m.fl. 2023). När det gäller nordfladdermus hittades en negativ effekt upp till 800 meter från vindkraftverk och för mer typiskt skogslevande arter som *Myotis* sp, befanns påverkansavståndet vara upp till en kilometer. Ellerbrok m.fl. (2022) fann samma effekt i skogsmiljö i Tyskland vad gäller skogslevande arter såsom *Myotis* sp. och brunlångöra, det vill säga lågriskarter i vindkraftssammanhang. Däremot kunde inte samma effekt konstateras för pipistreller, vilka jagar i mer öppna miljöer och kantzoner. Tvärtom ökade aktiviteten närmare verken under sensommar. Sambanden är alltså komplexa och samtidigt som enstaka vindkraftverk kan attrahera fladdermöss, riskerar stora vindparker att försämma livsmiljöerna (Millon 2022). Det är dock oklart om det är vindkraftverken i sig som har en sådan effekt på fladdermusaktiviteten eller om det är andra faktorer, som exempelvis hur skogsbruket bedrivs inom vindparksområdet. Att skogsbruket har kraftig inverkan på fladdermöss är tydligt (Hendel m.fl. 2023) och man skulle kunna tänka sig att ju större vindkraftsprojekt, desto större risk för påverkan på skogsområden i form av ett fragmenterat landskap.

När det gäller etableringar av vindparker i Sverige utgår planeringen av verksplatser och tillfartsvägar oftast utifrån den naturvärdesinventering som genomförts inom projektområdet, vilket medför att naturvärdesklassade områden i största möjligaste mån undviks. Vi anser att det är skogsbruket i Sverige som främst fragmenterar landskapet och påverkar de svenska skogslevande arterna negativt. Effekten kan också ha med buller (Ellerbrok m.fl. 2022) och/eller belysning från verken att göra (Eurobats 2018), eller att insektsfaunan sakta men säkert utarmas i området. Ännu är studierna allt för få och motsägelsefulla för att dra några större slutsatser och ämnet är inte heller vårt fokus i denna rapport. Men det är tydligt att vindkraft kan ha stora effekter på fladdermusfaunan och att mer forskning krävs inom detta område.

4.1.4 Skyddsåtgärder, driftreglering

Driftreglering av vindkraftverk innebär att rotorerna stängs av helt eller endast tillåts rotera väldigt långsamt (idla) vid förhållanden då fladdermöss kan förväntas flyga i rotorhöjd och därmed riskeras att utsättas för dödliga olyckor. Denna åtgärd har i flera studier visat sig ge ett skydd för fladdermöss med en minskning av olyckor på mellan 50 och 80 procent, beroende på vid vilken vindhastighet regleringen har tillämpats. Det vill säga, det sker betydligt färre olyckor vid verk som regleras vid 6 m/s jämfört med verk som tillåts köra vid vindar ner till exempelvis 4 m/s. De senare i sin tur förorsakar färre olyckor än verk som är helt oreglerade (Arnett m.fl. 2013, Mäntoiu m.fl. 2020, Adams m.fl. 2021, Whitby m.fl. 2021, Voigt m.fl. 2022). Sverige har innan denna studie inte utvärderat skyddseffekten av den reglering som rekommenderades i den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017), och som nu i allt högre grad villkoras i tillstånden vid nya vindparker. Generellt utgår man från att nedstängning av rotorerna bör ske nattetid under den period då riskutsatta fladdermusarter är som mest aktiva och då vindhastigheten understiger och temperaturen överstiger ett visst värde. Nederbörd är ytterligare en parameter som nämns ibland men än finns inga siffror på den mängd regn som krävs för att fladdermöss ska undvika att flyga.

I den uppdaterade syntesrapporten från 2017 gavs följande förslag till riktlinjer för driftreglering: nattetid 15 juli till 15 september, vind svagare än 6 m/s och temperatur över 14 grader. Anledningen till att dessa siffror valdes var att minst 90 procent av all fladdermusaktivitet i rotorhöjd registrerades under ovan nämnda förhållanden. Statistiken baserades på data från sex vindparker från Småland/Halland upp till Västerbotten (Rydell m.fl. 2017, Rydell m.fl. 2018). Aktiviteten korrelerad till vind och temperatur har också visat sig vara jämförbar med senare studiers resultat i Sverige (Jansson m.fl. 2020), liksom med resultat från vindparker i andra länder (Arnett m.fl. 2013, Barclay m.fl. 2007, Muthersbaugh m.fl. 2019). En genomförd studie på ett vindkraftverk i Småland indikerade dock att fladdermöss även flyger i svalare och blåsigare väder (de Jong m.fl. 2021) och författarna pekade på svårigheten att fastställa ett schablonvärde för när driftreglering bör tillämpas. Värt att nämna är att studien utfördes vid ett verk vid Vindpark 9 och att den ena säsongen (av två) visade på samma resultat som tidigare Vindvalsstudier. Oavsett exakta gränsvärden, har driftreglering baserad på väderförhållanden ett väl underbyggt stöd (Bennet m.fl. 2022, Barré m.fl. 2023). Det vanligaste verkar vara att basera driftreglering på vindhastighet, ofta med ett gränsvärde på 5–6 m/s (Adams m.fl. 2021, Bennett m.fl. 2022). Ju högre hastighet vid vilket verken regleras, desto större effekt till fladdermössens fördel. Bennett m.fl. (2022) fann exempelvis att om gräns-

värdet för en reglering ändrades från 3,0 m/s till 4,5 m/s, minskade dödligheten med 54 procent och Whitby m.fl. (2021) menar att dödligheten minskar med en tredjedel för varje meter per sekund gränsvärdet flyttas uppåt. Arnett m.fl. (2011) visade att dödligheten minskade med 70–80 procent vid en ökning av gränsvärdet från 3,5 m/s till 5,0 m/s men att det inte sedan inte var ytterligare minskning även om värdet flyttades till 6,5 m/s.

Fladdermusaktiviteten ökar med ökad temperatur, inte minst på hög höjd (Arnett m.fl. 2015) och det verkar vara samma förhållanden i både Nordamerika (Young m.fl. 2011) och Europa (Amorim m.fl. 2012). Vissa studier visar att temperatur kanske till och med är en viktigare faktor än vindhastighet vid driftreglering (Muthersbaugh m.fl. 2019, Gorman m.fl. 2021). Det finns alltså en hel del stöd för att såväl vind som temperatur bör ligga till grund för beslut om driftreglering.

4.2 Resultat av fältinventeringar

4.2.1 Eftersök av fladdermöss

Totalt genomfördes eftersök vid 15 svenska vindparker (figur 1). I vindparker med färre än tio vindkraftverk besöktes alla verk och i de fall där vindparkerna var större än så, gjordes eftersök vid tio utvalda verk. Totalt genomfördes 1910 eftersökstillfällen med hund under åren 2021–2023 (bilaga 3). I tolv av de 15 vindparkerna hittades omkomna fladdermöss, från en individ vardera i Vindpark 8 och Vindpark 9 på småländska höglandet (region 3) till 33 individer i Vindpark 1 i Skåne (region 1). Inga fynd av omkomna fladdermöss gjordes norr om Dalälven, det vill säga vare sig i Vindpark 12 (norra region 5) eller vid Vindpark 14 eller Vindpark 15, i region 6. Vid det första besöket varje år rensades verksplatserna från eventuella kadaver av fladdermöss och fåglar. Dessa kadaverfynd ströks från analysen av dödlighet på grund av att vi inte kunde kontrollera för när dessa individer dog. Vi presenterar resultaten nedan i siffror per vindkraftverk och månad. I praktiken innebär detta att dödligheten är beräknad för perioden 15 juli till 15 september för varje år, där augusti är den enda hela månad där eftersök genomförts under alla tre år. Tidigare studier (sammanfattat i Rydell m.fl. 2017) indikerar att majoriteten av fladdermöss omkommer under denna period. I litteraturen anges ofta dödlighet per verk och år, vilket oftast innebär dödlighet per säsong, det vill säga om våra siffror multipliceras med två år är de ungefärligen jämförbara med andra liknande studier. Därutöver kan en viss dödlighet förekomma under andra perioder av fladdermössens aktiva flygtid, vilken oftast sträcker sig mellan april och oktober. Några arter kan till och med flyga av och till under hela året om det inte är för kallt, men bedöms då inte utsättas för risker vid vindkraftverk i de skogsmiljöer som ingått i studien.

De funna och artbestämda fladdermuskadavren tillhörde de fem arterna större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, nordfladdermus, dvärgpipistrell och trollpipistrell. Ett kadaver kunde endast bestämmas till en obestämd pipistrell och ytterligare ett kadaver kunde inte artbestämmas till annat än en obestämd fladdermus. Inga kadaverfynd gjordes av arter som inte anses vara högriskarter. Fördelningen mellan större brunfladdermus, nordfladdermus och pipistreller var tämligen lika, ungefär en tredjedel vardera av det totala antalet funna kadaver i hela landet, vilket är i enlighet med vad som tidigare (fram till 2017) har rapporterats. Den beräknade dödligheten ser dock något annorlunda ut, inte minst på grund av stora regionala skillnader, se nedan.

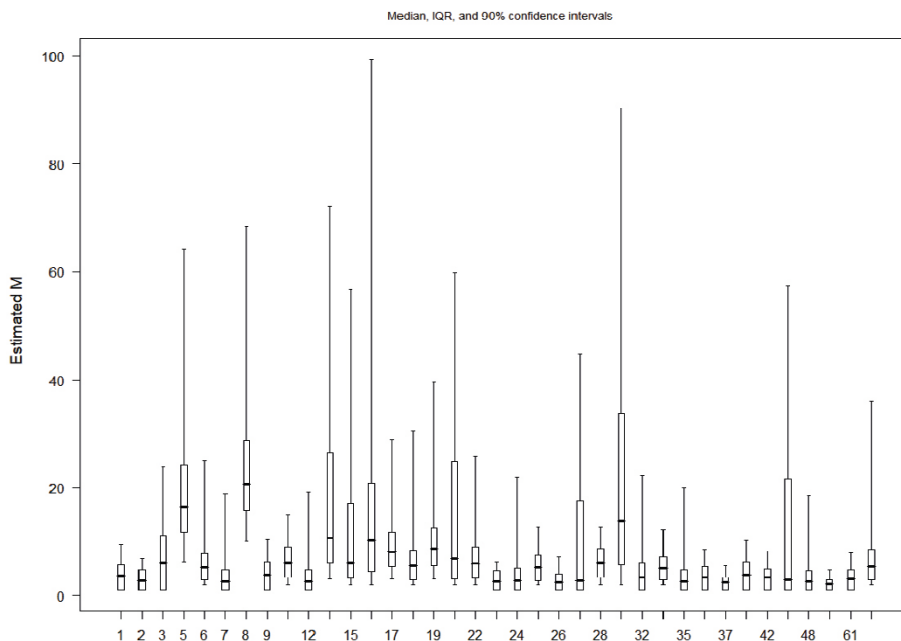
Framgent slår vi ihop fladdermössen i tre grupper: 1) **Nyctaloider**, det vill säga i första hand arterna större brunfladdermus och gråskimlig fladdermus. När det gäller inspelade filer med fladdermusljud kan även sydfladdermus förekomma i denna grupp och vi kan inte heller helt utesluta mindre brunfladdermus, i alla fall inte i region 1. Anledningen är att dessa arters ljud ibland kan vara mycket svåra att skilja åt (se avsnittet om aktivitetsmätning), 2) **Nordfladdermöss** och 3) **Pipistreller**, det vill säga arterna dvärg-troll- och sydpipistrell och då främst representerat av dvärg-pipistrell.

4.2.2 Beräkning av dödlighet för fladdermöss i skogsmiljö

Beräkningen av dödlighet baseras på funna kadaver, hundarnas sökeffektivitet, storleken på avsökt yta och hur lång tid fladdermuskadaver ligger kvar innan de äts upp eller förs bort, det vill säga sannolikheten att ett fladdermuskadaver upptäcks vid ett besök. Vad gäller den avsökta ytan, inventerades i medelvärde 79 procent (± 24 procentenheter) av den i förväg bestämda sjuttimetersradien kring verken (min = 12 procent och max = 100 procent).

Antalet funna döda fladdermöss var flest inom 10–20 meter från vindkraftverken men kadaver påträffades inom hela den avsökta ytan, det vill säga på avstånd upp till 70 meter (figur 5). Det kan därför inte uteslutas att fladdermöss även kan ha hamnat ytterligare längre bort, och dessa har då missats i studien. Vi har också ett exempel på ett slumpmässigt fynd 90 meter ifrån det aktuella verket.

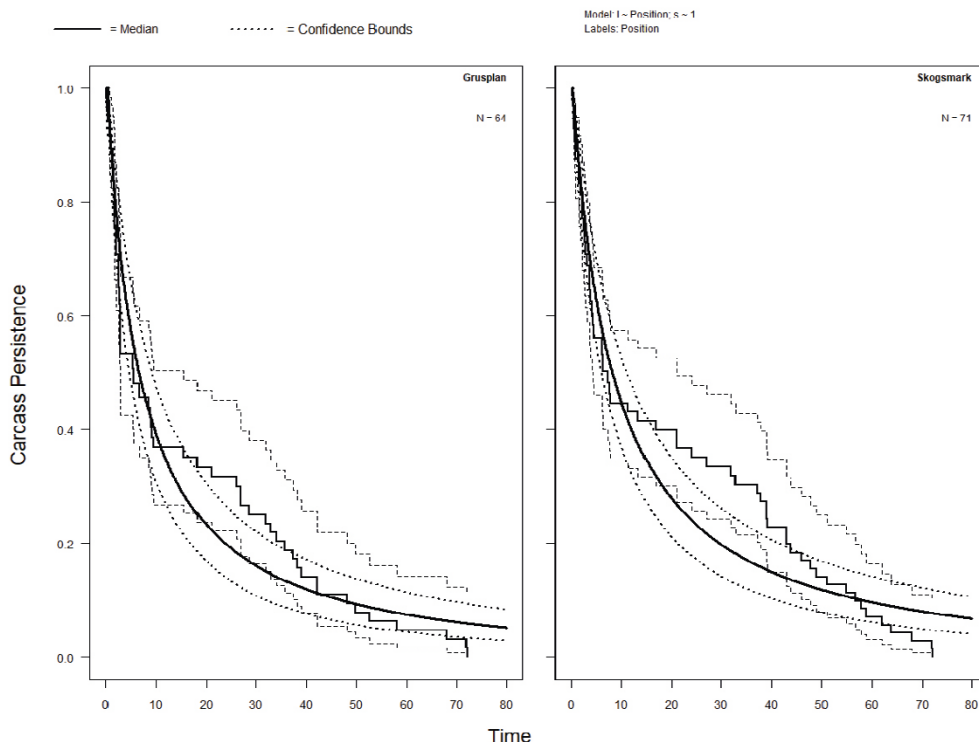
Inga kadaverfynd gjordes inom referensytorna. Det fanns därmed ingen möjlighet att uppskatta dödlighet för fladdermöss i referensytorna.



Figur 5. Sammanslagen fördelning av beräknat antal döda fladdermöss i förhållande till avstånd från vindkraftverk (meter från kraftverk på x-axeln, skattad dödlighet under juli–september på y-axeln) för region 1–4.

Genom att kameraövervaka kadaver vid vindkraftverk kunde vi räkna ut hur länge de ligger kvar innan de blir uppätta eller på annat sätt blir bortforslade av djur (figur 6). Det vill säga, vi beräknade hur stor sannolikheten är att ett kadaver ligger kvar, och därmed är möjligt att upptäcka, då ett eftersök görs. Sammanlagt lades 135 kadaver av fladdermöss och fåglar ut (region 1–6) och för varje region genomfördes fyra till 18 utlägg av kadaver (min & maxvärden) på grusplan och sju till 19 (min & maxvärden) kadaverutlägg i skogsmiljö. Med hänsyn till betydande variation i hur länge utlagda kadaver fanns kvar inom en vindpark, i kombination med relativt få kadaverutlägg inom vissa regioner, beräknades en genomsnittlig sannolikhet för kadavers beständighet för samtliga regioner.

Med hänsyn till hundekipagens förmåga att hitta befintliga kadaver (kallat sök-effektivitet) och sannolikheten för att kadavren ligger kvar (kadaverbeständighet), beräknades sannolikheten för att ett kadaver kunde hittas. Kadaver på öppen grusplan hade ett medianvärde på 40 procents sannolikhet att hittas (90 % konfidensintervall, 34 % – 47 %) medan kadaver inom omgivande skogsmark hade ett medianvärde på 44 procents sannolikhet att hittas (90 % konfidensintervall, 38 % – 51 %). Detta indikerar att kadaver i viss utsträckning försvann i större omfattning innan eftersöken på den öppna grusplanen än i den mer slutna skogsmarken. Det är rimligt att tänka sig att asätare (såsom rovfågel, räv och grävling) enklare kan hitta kadaver som ligger öppet exponerade på öppna grusplaner jämfört med i den omgivande skogsmarkens mer eller mindre slutna miljöer.



Figur 6. Beräknad sannolikhet för att utlagda kadaver ligger kvar på marken (y-axeln) som funktion av antalet dygn som passerar (x-axeln). Förenklat uttryckt fanns efter tio dygn cirka 40 procent av kadaver utlagda på grusplan kvar (till vänster) medan cirka 44 procent av kadaver utlagda i skogsmark fanns kvar (till höger).

4.2.3 Beräkning av dödlighet för fladdermöss i skogsmiljö per region

DÖDLIGHET VID OREGLERADE VERK I REGION 1 (SKÅNE, BLEKINGE, KALMAR LÄN)

Sammanlagt genomfördes eftersök vid 13 oreglerade vindkraftverk i region 1, vilket under åren 2021–2023 omfattade 2126 dagar. Den beräknade dödligheten för regionen gav ett medianvärde på 3,0 fladdermöss per oreglerat vindkraftverk och månad (90 % KI: 1,9–4,8, bilaga 4), vilket motsvarar cirka 6 fladdermöss per verk och år och ligger i linje med tidigare skattningar av dödlighet per verk och år för en av de vindparker som också ingår i denna studie (Rydell m.fl. 2018). Vid de tidigare beräkningarna av dödlighet användes inte hund, men såväl sökeffektiviteten hos den person som genomförde eftersöken som kadaverbeständigheten testades och var med i beräkningarna av den skattade dödligheten. Vidare var det även då oklart huruvida de dåvarande ägarna till vindparken faktiskt reglerade verken eller inte (se diskussion om osäkerhet kring faktiskt driftreglering nedan).

DÖDLIGHET VID OREGLERADE VERK, REGION 2 (HALLAND)

I denna region gjordes eftersök av kadaver vid 23 oreglerade verk, vilket under studieperioden motsvarade 3 069 dagar. Medianvärdet för den uppskattade dödligheten för regionen beräknades till 0,03 (90 % KI: 0,01–0,07) döda fladdermöss per oreglerat vindkraftverk och månad (figur 7), det vill säga en fraktion av den skattade dödligheten i region 1. Dödligheten är också väsentligt lägre än de mortalitetssiffror som tidigare har beräknats för Vindpark 6 samt Askome i Halland (Rydell m.fl. 2018). Vid det kontrollprogram som genomfördes i Vindpark 6 år 2017, beräknades dödligheten till 6,5 fladdermöss per verk och år, vilket under samma säsong var en liknande beräknad dödlighet som vid i Vindpark 3, i Torsås kommun, Kalmar län, vilken även ingår i denna studie i region 1. Under säsongen 2017 hittades sex döda dvärgpipistreller samt en nordfladdermus, vilket visar att studier genomförda under enstaka år kan ge osäkra besked. Resultaten från denna studie visar dock på en dödlighet vid verken i Halland som är avsevärt lägre inom regionen, oavsett om en reglering eller inte tillämpats. Med en mediandödlighet på 0,03 fladdermöss per verk och månad ligger resultaten i linje med vad vi fann i region 5 i Dalarna. Vår låga registrerade fladdermusaktivitet vid verken i denna region speglas dock av vår skattade dödlighet, då den registrerade fladdermusaktiviteten inom region 2 var lägre jämfört med samtliga övriga regioner och dessutom signifikant lägre jämfört med region 1, både avseende sammanslagen fladdermusaktivitet och aktivitet för de två artgrupperna nyctaloider och nordfladdermöss.

DÖDLIGHET VID OREGLERADE VERK, REGION 3 (SMÅLÄNDSKA HÖGLANDET)

I region 3 genomfördes eftersök av kadaver vid tio oreglerade verk under totalt 1798 övervakningsdagar. Vår beräknade mediandödlighet motsvarar 0,1 fladdermöss per oreglerat vindkraftverk och månad (90 % KI: 0,0–1,1) (figur 7), vilket motsvarar cirka 0,2 döda fladdermöss per verk och år.

DÖDLIGHET VID OREGLERADE VERK, REGION 4 (NORRA VÄTTERN)

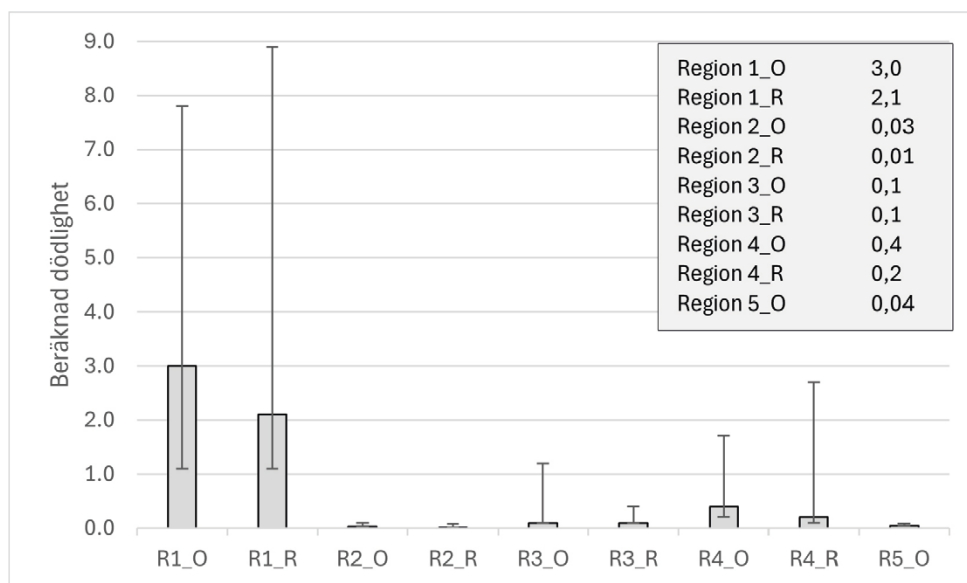
I denna region eftersöktes 13 oregrerade verk efter kadaver under sammanlagt 1567 övervakningsdagar under de tre åren, vilket motsvarande ett medianvärde på 0,4 fladdermöss per oregrerat vindkraftverk och månad (90 % KI: 0,2–1,3), vilket motsvarar cirka 0,8 döda fladdermöss per verk och år men resultatet skiljer sig inte statistiskt från den beräknade dödligheten i region 2 och 3 (figur 7).

DÖDLIGHET VID OREGLERADE VERK, REGION 5 (DALARNA)

Här eftersöktes tolv oregrerade verk efter kadaver och resultatet baseras på ett enda kadaverfynd, en nordfladdermus som hittades i Vindpark 13 i södra Dalarna 2022. Studieperioden omfattade 2306 övervakningsdagar och vår uppskattade dödlighet motsvarar ett medianvärde på 0,04 fladdermöss per oregrerat vindkraftverk och månad (90 % KI: 0,0–0,05) för hela regionen (figur 7), vilket motsvarar cirka 0,08 döda fladdermöss per verk och år.

DÖDLIGHET VID OREGLERADE VERK, REGION 6 (INRE NORRLAND)

I region 6 hittades inga kadaver, varför det inte går att beräkna någon dödlighet för denna region. Studieperioden i denna region pågick 2187 dagar (Vindpark 14, 2021–2023, Vindpark 15, 2023).



Figur 7. Beräknad dödlighet per region (R1, R2, R3, R4 och R5) för oregrerade (O) och reglerade (R) vindkraftverk och månad (medianvärden ± 90-procentiga konfidensintervall).

4.2.4 Effekt av driftreglering

I **region 1** gjordes eftersök vid fem driftreglerade vindkraftverk. Antalet reglerade verk blev lägre än vad vi planerat för beroende på att driftregleringen endera inte tillämpades eller inte fungerade som tänkt (se nedan). Dessa verk hade en sammanlagd övervakningstid om 390 dagar och dödligheten motsvarar ett medianvärde på 2,1 fladdermöss per verk och månad (90 % KI: 1,0–6,8, figur 7). Konfidensintervallen för beräknad dödlighet vid oreglerade respektive reglerade verk överlappar, varför vi inte kan visa på en statistiskt säker skillnad dem emellan. Den främsta förklaringen är en skev sökinsats mellan reglerade och oreglerade verk. Det beror på att den villkorade regleringen av verken i de undersökta vindparkerna i region 1 inte har fungerat. Tillfredsställande dokumentation vad gäller vind-, temperatur och produktionsdata har inte kunnat presenteras till de kommuner som är ansvariga för tillsynen av verksamheten. Vi saknar därför data från flertalet av dessa verk angående huruvida verken har körts driftreglerade. För de reglerade verken i region 1 har vi endast tillförlitlig vind- och driftdata från två vindkraftverk (se bilaga 6). Om vi tittar på faktiska kadaverfynd av fladdermöss under hela studieperioden ser vi dock att antalet fynd av döda nyctaloider är två individer vid säkerställt reglerade verk jämfört med 26 individer vid oreglerade verk. När det gäller faktiska fynd av pipistreller har sex kadaver hittats vid reglerade verk jämfört med 19 individer vid oreglerade verk. Inga nordfladdermöss hittades vid de reglerade verken jämfört med fyra kadaver vid de oreglerade verken. Siffrorna bör dock tolkas försiktigt då vi genomförde en betydligt större sökinsats vid oreglerade verk jämfört med vid reglerade verk.

I **region 2** (Halland) beräknades dödligheten vid nio reglerade verk, totalt omfattande 790 övervakningsdagar, till ett medianvärde motsvarande 0,01 (90 % KI: 0,00–0,07) döda fladdermöss per reglerat vindkraftverk och månad (figur 7). Konfidensintervallen mellan reglerade och oreglerade verk överlappar helt och hållet, vilket innebär att vi inte ser någon skillnad i dödlighet för verk med eller utan driftreglering. Tekniska problem under både år 2022 och 2023 medförde dock att verk som skulle ha körts reglerade, kördes oreglerat under delar av båda säsongerna. Detta har varit ett återkommande problem under hela studien, se nedan (och bilaga 6).

I **region 3** (småländska höglandet) beräknades den totala dödligheten vid 10 reglerade verk, baserat på 1840 övervakade dagar, till ett medianvärde av 0,1 (90 % KI: 0,0–0,3) döda fladdermöss per reglerat vindkraftverk och månad (figur 7). Konfidensintervallen överlappar mellan oreglerade och reglerade verk varför vi inte ser någon skillnad i dödlighet.

I **region 4** genomfördes eftersök vid sju reglerade verk under sammanlagt 579 studiedagar (2022 och 2023), vilket gav ett medianvärde på 0,2 (90 % KI: 0,1–2,5) döda fladdermöss per reglerat vindkraftverk och månad (figur 7). Konfidensintervallen är överlappande och vi ser ingen skillnad i dödlighet mellan reglerade och oreglerade verk. Antalet faktiska kadaverfynd var dock sju individer vid oreglerade verk jämfört med en individ vid reglerade verk.

När det gäller regionerna 2–4 har de driftreglerade vindparkerna som ingår i analysen reglerats vid endera 5 m/s eller 6 m/s. Vår studie visar att en reglering i dessa regioner och tillämpad vid dessa vindstyrkor inte leder till någon statistiskt säker minskad dödlighet inom dessa undersökta regioner.

I region 5 och region 6 har inga av de i studien ingående vindkraftverken haft driftreglering.

4.2.5 Dödlighet av fladdermöss inom referensytor

Då inga kadaverfynd överhuvudtaget gjordes inom någon av de nio referensytorna i regionerna 1–4 var det inte möjligt att uppskatta total dödlighet för fladdermöss inom dessa. Inom region 5 och 6 genomfördes inga kadaversök vid referensytor.

REGION 1

Totalt 4 referensytor inom en kilometer från Vindparkerna 1–4 inventerades efter kadaver inom region 1. Kadavereftersöken summerade till 146 övervakade dagar för åren 2022 och 2023.

REGION 2

Totalt 2 referensytor inom en kilometer från Vindparkerna 5–7, inventerades efter kadaver inom region 2. Kadavereftersöken summerade till 281 övervakade dagar för åren 2022 och 2023.

REGION 3

I region 3 inventerades två referensytor inom vardera en kilometer från Vindparkerna 8 och 9. Kadavereftersöken summerade till 102 övervakade dagar för året 2023.

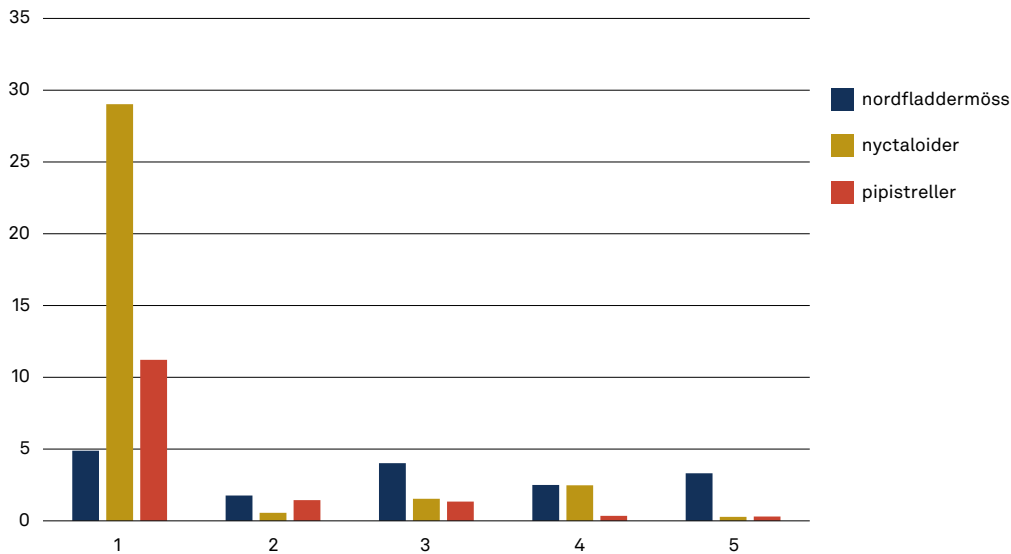
REGION 4

I region 4 inventerades ett referensområde, vilket låg cirka en kilometer från Vindpark 10. Kadavereftersöken inom detta område summerade till 59 övervakade dagar för året 2023.

4.2.6 Fladdermusaktivitet

Totalt placerades inspelningsutrustning vid 23 verksplatser fördelade mellan 13 vindparker (fem verk i region 1, sex verk i region 2 samt fyra verk vardera i region 3–5). Sammantaget placerades 47 detektorer ut vid verksplatserna under åren 2021–2023. Ljudövervakningen påbörjades i de flesta fall mellan den 4 och 16 juli och avslutades mellan 29 september och 3 november. Vid nio av de 47 detektorerna under åren 2021–2023 saknas data för hela eller merparten av säsongen, varför dessa har strukits ur analysen. För 15 av inspelningsplatserna saknas vissa perioder på grund av tekniska problem med endera inspelningsboxen, minneskortet eller mikrofonen, se bilaga 1. I denna rapport presenteras obrutna aktivitetsdata (juli–september) för 23 verksplatser.

Under de tre åren som övervakningen pågick genomfördes 4 015 inspelningsnätter i de fem regionerna, vilket renderade i 39 889 ljudfiler bestämda som fladdermöss. Från dessa identifierades minst tio fladdermusarter: större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, nordfladdermus, sydfladdermus, dvärgpipistrell, trollpipistrell, brunlångöra, barbastell, fransfladdermus samt *Myotis* sp. (sannolikt främst mustasch-/tajgafladdermus). Drygt 4 500 ljudfiler är identifierade som nyctaloider, vilka är svårbestämda ljud med ett eko starkast under 25 kHz. Flertalet av dessa utgörs av större brunfladdermus men även gråskimlig fladdermus förekommer. Ett mindre antal ljudfiler kan även utgöras av sydfladdermus och vi kan inte heller utesluta mindre brunfladdermus, särskilt inte bland några av de inspelade ljudfilerna i region 1.



Figur 8. Fladdermusaktivitet (genomsnittligt antal inspelningar per natt och verk under perioden juli–september) för varje region och artgruppering.

Av de artbestämda ljudfilerna dominerades inspelningarna av arter klassificerade som högriskarter. Flest inspelningar gjordes av nordfladdermus följt av större brunfladdermus och dvärgpipistrell (figur 8). Av dessa är nordfladdermus den enda fladdermusarten som förekommer i hela landet. Även dvärgpipistrell är allmänt förekommande, dock minskar förekomsten och aktiviteten desto längre norrut man kommer och upphör i princip norr om Dalälven, vilket också bekräftas av vår inspelningsdata. När det gäller större brunfladdermus är det en fläckvis förekommande art i framför allt södra Sverige. Om vi utgår ifrån att flertalet av de filer klassade som nyctaloider utgörs av större brunfladdermus bekräftar studien att det är den mest riskutsatta arten inom den region eller område där arten förekommer.

SKILLNADER I AKTIVITET SOM KAN FÖRKLARA DÖDLIGHET

För att undersöka om skillnaderna i fladdermusaktivitet mellan de olika regionerna kan förklaras av väderparametrar har vi använt en multipel regressionsmodell för att analysera effekten av en faktor (exempelvis region) medan vi kontrollerar för andra faktorer såsom vind och temperatur. För att säkerställa lika många observationsdygn mellan samtliga regioner, slumpades 144 dygn per region ut. Endast observationer mellan juli och september under år 2023 inkluderades, då detta är det enda året med sammanhängande inspelningsdata från de fem undersökta regionerna. Detta förklaras främst av problem med inspelningsdata och/eller vind- och temperaturdata för region 1 under både 2021 och 2022.

Den modell som bäst förklarar skillnader i aktivitet (se bilaga 5 för statistik) visar att såväl region, vind och temperatur har stor betydelse för fladdermusaktiviteten. Vi har dock hittat variationer mellan de tre artgrupperna nyctaloider (främst större brunfladdermus), nordfladdermöss och pipistreller (nästan uteslutande dvärgpipistrell). Vad gäller nyctaloider (bilaga 5.3) är aktiviteten högre i region 1 än vad vi funnit i någon annan region. Det är också där vi har registrerat högst dödliggheit. Även efter kontroll för olika vindstyrkor och temperaturer i denna region är det geografiska läget en delförklaring till den höga aktiviteten. Noctaloider visade också på en ökad aktivitet vid lägre vindstyrka och vid högre temperatur.

För nordfladdermössen (bilaga 5.2) däremot kan vi endast se en signifikant skillnad i aktivitet i region 2 jämfört med region 1, där region 1 har en högre aktivitet jämfört med region 2. Regionerna i sig är alltså inte hela förklaringen till aktivitetskillnader, snarare är väderparametrar viktigare. Precis som för nyctaloider ökar aktiviteten vid högre temperaturer och lägre vindhastigheter.

För pipistreller (bilaga 5.4) ser det lite annorlunda ut. Vi fann en signifikant högre aktivitet i region 1 jämfört med samtliga andra regioner bortsett från region 4. Liksom hos övriga grupper ökade aktiviteten vid lägre vindhastigheter. Däremot fann vi inget statistiskt säkert samband när det gäller kopplingen mellan högre temperatur och aktivitet som vi funnit hos de andra grupperna, vilket tyder på att dvärgpipistrell är aktiv vid lägre temperaturer än de andra arterna.

SKILLNADER I VÄDER SOM KAN FÖRKLARA AKTIVITET

Skillnader mellan olika regioner avseende fladdermusaktivitet kan förstås bero på väder och att antalet gynnsamma nätter för fladdermöss varierar beroende på var i landet vindparken ligger. Region 3, 4 och 5 är alla statistiskt kallare än region 1 (bilaga 5.5, 5.6). Detta avser 144 slumpvalda dygn under hela studieperioden (samma som användes för aktivitetsanalys). Däremot skiljer sig region 2 inte från region 1 i detta avseende. Samma regioner, alltså 3, 4 och 5 har också en lägre fladdermusaktivitet och en lägre dödlighet än region 1. Många gynnsamma nätter ökar alltså fladdermusaktiviteten och ger därmed högst sannolikt högre dödlighet. Med gynnsamma nätter menar vi nätter som följer tidigare rekommendationer för driftreglering (vind <6 m/s och temperatur >14 grader). Vad gäller gynnsamma nätter i form av låg vind är det bara region 2 som skiljer ut sig som mindre blåsig. I denna region har vi alltså både gynnsam temperatur och gynnsam vind, ändå är det förhållandevis låg fladdermusaktivitet, vilket vi inte förväntat oss. Övriga regioner är helt lika vad gäller vind.

Vad gäller olika artgrupper har vi sett att såväl nyctaloider som nordfladdermöss flyger mer i varmare väder och vid svagare vind. Även pipistreller flyger mer vid lägre vind men uppvisar inte någon större skillnad i aktivitet beroende på temperatur.

5. Resultat, fåglar

5.1 Uppdatering av kunskapsläget

Vindkraftens påverkan på fåglar i skogsmiljöer är inte så välstuderat. Förutom studier som undersökt påverkan på en enskild art, till exempel tjäder (Taubmann m.fl. 2021), finns endast ett fåtal studier av hur vanliga fåglar påverkas av vindkraftverk genom ljudstörning eller undanträngning. En undersökning i den tyska delstaten Hesse analyserade hur fågelfaunan påverkades av vindkraft i 24 vindkraftparker i skogsmiljöer (Rehling m.fl. 2023). I studien som pågick åren 2020–2021 fanns vissa tecken på en undanträngning av fågelsamhället. Däremot förändrades inte fågeltätheten i förhållande till avståndet till närmaste vindkraftverk i intervallet 80–700 m från vindkraftverk. Vindkraftverk med större rotordiameter tycktes dock påverka förekomst och tätheter av flera fågelarter negativt. En möjlig förklaring till det oklara resultatet av studien kan vara att den förändring av livsmiljöerna som sker vid en vindkraftsetablering kan ha större inverkan på fågelsamhället än vindkraftverken i drift (Fernández-Bellon m.fl. 2019).

En sammanställning av uppgifter om 3789 förolyckade fåglar vid vindkraftverk i USA mellan 2009 och 2021 visade på att dödligheten för skogslevande fåglar, i huvudsak småfåglar som övervintrar söder om USA, hade två tydliga toppar som sammanföll med flyttningen vår och höst (Lloyd m.fl. 2023). Resultatet av analysen tyder alltså på att för fågelarter som häckar i skogsmiljö men flyttar till varmare områden under vintern är vindkraftsdödligheten som högst vid vindkraftverk som de passerar, främst i öppna landskap, under flyttningen. Någon liknande sammanställning saknas för Europa.

Avseende vindkraftens påverkan på fågelpopulationer har det publicerats ytterst lite sedan den senaste Vindvalsrapporten från 2017. Det har uppmärksammats i Bellebaum m.fl. (2017) att den omfattande vindkraftsutbyggnaden i Brandenburg har orsakat en hög dödlighet av röd glada vid vindkraftverk som skulle kunna äventyra populationsutvecklingen för arten i Tyskland. Likaledes har Duriez m.fl. (2023) funnit en hög dödlighet i en lokal population av rödfalk i södra Frankrike som kan härledas till en vindpark. Denna extra dödlighet på rödfalkarna har enligt modelleringsberäkningar lett till en minskning av antalet häckande par i den relativt lilla populationen. Studien på rödfalk i södra Frankrike indikerar en påverkan på en relativt liten fågelpopulation med begränsad geografisk utbredning där en vindpark är lokaliserad till ett område som fåglarna föredrar för födosök.

5.2 Dödlighet vid vindkraftverk i skogsmiljö

I Vindvals syntesrapport 6740 från 2017 (Rydell m.fl. 2017) konstaterades att ett genomsnittligt vindkraftverk i Sverige sannolikt dödar mellan fem och tio fåglar per år. På tre svenska platser hade noggranna studier gjorts för att beräkna dödligheten av fåglar vid vindkraftverk: Frösörun i Jämtland, Råplinge på Öland och Näsudden på Gotland. I de två förstnämnda som låg på en fjällrygg respektive i jordbruksmark, var den funna dödligheten låg med färre än fem döda fåglar per verk och år (Falkdalen m.fl. 2013; Ekelund 2015). Den tredje studien i den strandnära vindkraft-

parken på Näsudden genomfördes vid ett generationsskifte från mindre till större verk, med en klart högre vindkraftsrelaterad dödlighet än på de övriga platserna. Vid de större, nya verken beräknades upp till 37 dödade fåglar per verk och år (Hjernquist 2014). Det var endast den förstnämnda studien i Jämtland där tränad hund användes vid eftersök av kadaver.

Vid sammanställningen till syntesrapport 6740 av kunskapsläget om fågel-dödlighet vid vindkraftverk i olika miljöer, saknades uppgifter från skogsmiljöer. Genomgången av publicerade studier till den här rapporten gav inga uppgifter som kan relateras till vindkraftparker i svenska skogar. Därmed utgör de resultat som presenteras i den här rapporten de första tillgängliga för denna miljö där en stor del av vindkraftsetableringen har ägt rum på senare tid.

5.3 Dödlighet i den här studien

I samtliga 15 vindparker i studien hittades omkomna fåglar, från en individ i Vindpark 15 i Västerbottens län till 23 individer i Vindpark 1 i Skåne, totalt 128 fåglar under hela treårsperioden, det vill säga totalt för både reglerade och oreglerade verk (bilaga 3). Därutöver hittades sex döda fåglar i referensytorna. Alla kadaverfynd från besök 1 varje år ströks i vidare analys, då tidpunkten för dessa fåglars dödlighet inte låg inom den tidsperiod som skulle analyseras. Vi presenterar resultaten i siffror per månad men den period vi har gjort eftersök är mitten av juli till och med slutet av september.

De omkomna fåglarna under vindkraftverken tillhörde minst 32 olika arter i följande artgrupper:

Hönsfåglar: järpe, orre och tjäder.

Änder: gräsand.

Rovfåglar: duvhök, havsörn, kungsörn, ormvråk, röd glada och sparvhök.

Måsfåglar: skrattnås.

Vadarfåglar: morkulla.

Duvor och kråkfåglar: ringduva, korp, nötskrika och skata.

Hackspettar: större hackspett.

Seglare och svalor: tornseglare och ladusvala.

Småfåglar: bofink, dubbeltrast, gulsparv, koltrast, lövsångare, rödhake, rödvingetrast, svarthätta, talgoxe, taltrast, trädkrypare, trädpiplärka och törnskata.

Åtta fågelkadaver kunde inte artbestämmas men kunde placeras till artgruppen tättingar (småfåglar) som utgjorde en av tre artgrupper i analysen.

Tre arter dominerade med 40 procent av fynden under vindkraftverk. Dessa var tornseglare (22 individer), ringduva (18) och morkulla (11). Flertalet arter noterades med 1–5 individer. I analyser fördelades fågelfynd mellan tre artgrupper; rovfåglar, tättingar (småfåglar samt kråkfåglar) och övriga fåglar. Fördelningen av fynd mellan de tre artgrupperna var rovfåglar 14, tättingar 45 och övriga fåglar 60.

Av rovfåglar gjordes merparten av fynd, nio av 14, i juli månad vid det första eftersöket där flera hade legat bra länge på platsen. I augusti och september hittades en ormvråk, en duvhök, två sparvhökar samt en obestämd rovfågel (sannolikt sparvhök/duvhök).

Morkullor påträffades tidigt på fältsäsongen och många av dessa var sannolikt hanar som förolyckats under spelflykt.

Det fanns en tendens till fler fynd av småfåglar i augusti–september, framför allt av yngre fåglar, födda samma år som de påträffades döda.

Referensytorna användes 2022 och 2023 för att beräkna fågeldödlighet som inte orsakats av vindkraft då vi misstänkte att en del av döda fåglar under vindkraftverk inte hade förolyckats av vindkraftverken. Metoden var densamma såväl vid eftersök i referensytor som vid söktytorna under vindkraftverk. Oavsett söktyta användes samma kriterier för att klassificera fågelrester som kadaver. I tre av totalt tio referensytor i fyra regioner (1–4) påträffades totalt sex döda fåglar av följande arter: gräsand, koltrast, nötskrika, ringduva (två individer) och större hackspett. En av referensytorna var en plats där en större rovfågel (sannolikt duvhök) åt fångade fåglar och tre av de totalt sex fynden gjordes i denna yta.

5.3.1 Beräkning av fågeldödlighet i skogsmiljö

Antalet döda fåglar var flest inom cirka 40 meter från vindkraftverken och 79 procent av kadaver hittades inom detta avstånd. Kadaver påträffades dock inom hela den avsökta ytan, det vill säga på avstånd upp till 70 meter. Det kan därför inte uteslutas att fåglar även kan ha hamnat ytterligare längre bort, vilka då har missats i studien. Se bilaga 7 för statistik.

DÖDLIGHET VID VERK, REGION 1 (SKÅNE, BLEKINGE, KALMAR LÄN)

Sammanlagt har 13 oreglerade (det vill säga utan driftreglering) eftersökts med avseende på fåglar i region 1. Dödligheten vid oreglerade verk i denna region under den tid som studien har pågått (2021–2023) beräknades till ett medianvärde av 2,1 fåglar (90 % KI = 0,6–2,3) per oreglerat vindkraftverk och månad (figur 9).

DÖDLIGHET VID VERK, REGION 2 (HALLAND)

I denna region eftersöktes 23 oreglerade verk efter kadaver och den beräknade dödligheten för hela regionen under studieperioden (2 613 dagar) var 0,8 (90 % KI: 0,3–1,8) döda fåglar per oreglerat vindkraftverk och månad (figur 9).

DÖDLIGHET VID VERK, REGION 3 (SMÅLÄNDSKA HÖGLANDET)

I region 3 eftersöktes elva oreglerade verk efter kadaver och den beräknade dödligheten för hela regionen under studieperioden (1 798 dagar) var 0,5 (90 % KI: 0,2–1,6) fåglar per oreglerat vindkraftverk och månad (figur 9).

DÖDLIGHET VID VERK, REGION 4 (NORRA VÄTTERN)

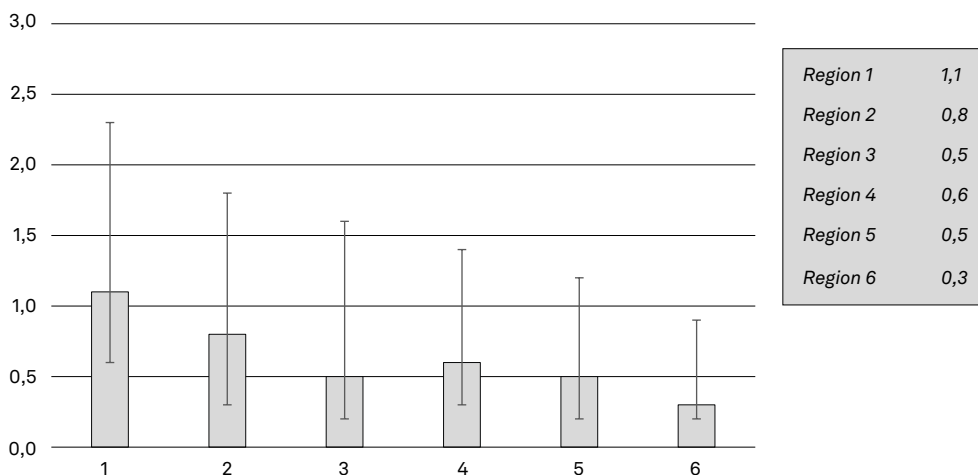
I denna region eftersöktes 13 oreglerade verk efter kadaver och den beräknade dödligheten för hela regionen under studieperioden (1 567 dagar) var 0,6 (90 % KI: 0,3–1,4) fåglar per oreglerat vindkraftverk och månad (figur 9).

DÖDLIGHET VID VERK, REGION 5 (DALARNA)

Här eftersöktes tolv oreglerade verk efter kadaver med en beräknad dödlighet för hela regionen under studieperioden (2 306 dagar) av 0,5 (90 % KI: 0,2–1,2) fåglar per oreglerat vindkraftverk och månad för hela regionen (figur 9).

DÖDLIGHET VID VERK, REGION 6 (NORRLAND)

I region 6 beräknades dödligheten för regionen vid 19 oreglerade verk under studieperioden (totalt 2187 dagar, Vindpark 14 2021–2023, Vindpark 15 2023) till 0,3 (90 % KI: 0,2–0,9) fåglar per vindkraftverk och månad (figur 9).



Figur 9. Beräknad dödlighet av fåglar vid oreglerade vindkraftverk för varje region (individer per verk och månad). Staplarna visar medianvärden per verk och månad, intervallen visar 90 procentiga konfidensintervall.

DÖDLIGHET I REFERENSYTOR

Dödlighet i referensytor kunde beräknas för tre regioner av fyra regioner (1, 2 och 4). Inga fågelkadaver kunde påträffas i referensytan i region 3. Antalet övervakade dagar i referensytorna var relativt få med 146 dagar i region 1, 281 dagar i region 2 samt 59 dagar i region 4. Beräknad dödlighet för region 1 hade ett medianvärde av 1,7 (90 % KI: 0,6–3,4) fåglar per referensyta och månad, i region 2 ett medianvärde av 0,8 (90 % KI: 0,2–2,0) fåglar per referensyta och månad samt i den enda referensytan i region 4 ett medianvärde av 1,6 (90 % KI: 0,5–11,6) fåglar per månad. Den beräknade fågeldödligheten i referensytor, oavsett region, skiljde sig inte från dödligheten vid oreglerade eller reglerade vindkraftverk. Detta ska inte tolkas som att vi därmed visat att inga fåglar dör av vindkraftverk, men visar att inte nödvändigtvis samtliga fågelkadaver som påträffas under vindkraftverk har dödats av verken.

I referensytorna påträffades inga döda rovfåglar, morkullor eller tornseglare. Då referensytorna placerades på avstånd av minst 300 meter från vindkraftverk bedöms det som osannolikt att fåglar som skadats vid ett vindkraftverk på egen hand tagit sig till en referensyta och dött där. Detsamma gäller för möjligheten att asätare kan ha transporterat döda fåglar vid vindkraftverk till en referensyta.

Det är tänkbart att kadaverätare är mer effektiva vid vindkraftsverk jämfört med inom referensytor, med hänsyn till generellt mer öppen terräng inklusive förekomst av grusplan vid vindkraftverk, vilket saknades inom referensytor.

6. Diskussion

6.1 Fladdermöss

6.1.1 Beräknad dödlighet

Detta är den första undersökningen av den här omfattningen i Sverige. I den här rapporten presenterar vi beräknad dödlighet för fladdermöss vid vindkraftverk i skogsmiljö (främst barrskogsmiljöer) som antal omkomna individer per verk och månad. Den undersökta perioden gäller främst 15 juli till 15 september, det vill säga de två månader då dödligheten och även aktiviteten hos högriskarter är som högst vid vindkraftverk i landet. Vi menar att den perioden stämmer väl överens med den period som angavs i såväl den första syntesrapporten, där resultat från Frankrike och Tyskland presenterades (med viss tidsmässig förskjutning jämfört med vad man kan förvänta sig i Sverige), som i den uppdaterade syntesrapporten där studier från Sverige genomförda i skogsmiljö undersöktes (Rydell m.fl. 2011, Rydell m.fl. 2017).

Totalt genomfördes 1910 eftersöksinsatser med hundekipage spridda över de tre säsongerna 2021–2023, vilket innebär att de uppskattningar av dödlighet som vi presenterar för oreglerade verk är väl underbyggda. Vi menar också att en beräknad mediandödlighet i skogsmark per verk och år kan fås genom att dubblera våra siffror. Detta då majoriteten av dödligheten hos riskutsatta arter främst sker under de två månaderna som anges i den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017). Vi har uppskattat dödligheten till ett medianvärde av 3,0 (90 % KI: 1,9–4,8) individer per verk och månad för region 1, det vill säga Skåne, Blekinge och Kalmar län. Detta motsvarar ett medianvärde av cirka 6 fladdermöss per verk och år.

För regionerna 2–5 är dödligheten betydligt lägre med en mediandödlighet av 0,03 individer (90 % KI: 0,01–0,07) i region 2, (Halland), 0,1 individer i region 3 (90 % KI: 0,0–1,1) (småländska höglandet), 0,4 (90 % KI: 0,2–1,3) i region 4 (norra Vättern) samt en mediandödlighet av 0,04 individer (90 % KI: 0,0–0,5) i region 5 (Dalarna). Det innebär ett uppskattat medianvärde på 0,06–0,8 döda fladdermöss per verk och år i dessa fyra regioner.

I region 6 (inre Norrland) fann vi inga kadaver och dödligheten kunde därför inte beräknas. Baserat på den sökinsats med hundar som genomförts i region 6, där endast nordfladdermus förekommer bedömer vi att mycket få eller närmast inga fladdermöss omkommer vid vindkraftverk i skogsmiljöerna i inre Norrland, vilket stämmer med slutsatser i Rydell m.fl. (2018). Det samma förefaller gälla för delar av region 5 (Dalarna), norr om Dalälven grovt räknat, då inga kadaverfynd gjordes vid Vindpark 12. Det enda kadaverfynd som hittades i region 5 är från Vindpark 13 i de sydöstra delarna av Dalarna, ett område som skiljer sig från de mer nordliga och västra delarna av länet, vilket även återspeglas av en artrikare fladdermusfauna i den tidigare. Den låga dödligheten i regionen var också förväntad och i linje med vad fladdermusinventeringar har visat i denna region. Även region 3, småländska höglandet, visade en låg dödlighet. De två vindparkerna ligger i hårt brukad produktionskog och i en växtzon motsvarande Umeå, vilket även återspeglas av aktivitetsdata från ljudinspelningarna vid dessa verk. Enklare kontrollprogram har tidigare genomförts i både Vindpark 9 och Vindpark 8 (region 3). Vid dessa två uppföljningar

hittades enstaka kadaver i Vindpark 9 men inga i Vindpark 8 (Eklöf 2015, Eriksson & Litsgård 2016).

Studien visar även på en låg dödlighet i regionerna 2 och 4, betydligt lägre än vad vi hade förväntat oss i studiens begynnelse. I region 2 var exempelvis mediandödligheten i vår studie 0,06 individer per verk och år (säsong) jämfört med en uppskattad mediandödlighet på 6,5 individer per verk och år (säsong) beräknat vid Vindpark 6, i en enklare studie genomförd under en säsong 2017 (Rydell m.fl. 2018). Resultatet i vår studie gav en hundrafalt lägre skattad dödlighet än vad som beräknades i den tidigare ett-åriga studien från 2017 i samma vindpark. De tre vindparkerna som ingår i region 2 (Halland) i denna studie, ligger i ett kluster och främst inom hårt brukad produktionsskog dominerad av barrträd. Vi menar att dessa vindparker inte kan betraktas som karakteristiska för länet som helhet utan snarare representerar liknande skogsområden inom länet och i angränsande kommuner i Småland. Även vindparkerna i region 4 visade en lägre dödlighet än förväntat. Dessa två vindparker ligger två till åtta kilometer öster om Vätterns nordligaste del och i anslutning till ett tänkbart migrationsstråk som följer Vätterns stränder eller branter.

Region 1 i södra Sverige sticker ut som det området med allra störst dödlighet, cirka 100 gånger högre än i region 2 och nästan tio gånger högre än vad vi fann i region 4. Vår siffra för dödligheten i region 1 är liknande den som tidigare har beräknats för denna region (Rydell m.fl. 2017; Rydell m.fl. 2018), och betydligt lägre än de senaste beräkningarna från exempelvis Tyskland, där så många som 40–70 fladdermöss riskerar dö vid oreglerade verk årligen i vissa regioner (Voigt m.fl. 2022). Längre söderut i Europa är problemen ännu större (Sánchez-Navarro m.fl. 2023). Vid en jämförelse med andra studier är det viktigt att komma ihåg att våra beräkningar gäller skogsmiljöer. Andra miljöer och regioner som vi inte har inkluderat i studien, kan vi inte uttala oss om. Däremot kan vi förstås använda tillgängliga data såsom artförekomst, aktivitetsdata och analys av vind- och temperaturdata för att få en uppfattning om förmodad riskutsatthet inom områden där vindkraft planeras.

Det återstår fortfarande luckor för stora delar av landet där vi saknar kunskap avseende fladdermusdödligheten vid vindkraftverk. Det gäller exempelvis Mälardalen, områdena vid Väner och Vättern, slättlandskapen i Väster- och Östergötland, kust- och marina miljöer. För dessa områden utgör kontrollprogram ett viktigt verktyg att utvärdera påverkan på fladdermöss och behovet av driftreglering i planerade vindparker inom dessa områden.

6.1.2 Skillnader mellan arter

De arter som har hittats döda under vindkraftverk tillhör alla fladdermöss som sedan tidigare har klassificerats som högriskarter (Rydell m.fl. 2017) och vi ser därför ingen anledning att lägga till eller ta bort arter från den listan. Vi kan konstatera, som det också tidigare har gjorts, att det i Sverige är större brunfladdermus och dvärgpipistrell som står för absolut störst andel av de vindkraftdödade fladdermössen och därför har lite av en särställning bland högriskarter i landet. Dessa tillsammans står för cirka 80 procent av den beräknade dödligheten av fladdermöss i landet. Nordfladdermöss utgör cirka tio procent av den beräknade dödligheten av fladdermöss i landet och är den enda högriskart som förekommer i hela landet, dock förefaller dödligheten i Norrland vara mycket låg eller som i vår studie obefintlig (se ovan).

I region 1 där större brunfladdermus är som vanligast dör också denna art i störst utsträckning. Inga identifierade kadaverfynd av andra nyctaloider eller sydfladdermus gjordes. Däremot hade vi ett mindre antal kadaverfynd av gråskimlig fladdermus som vi även inkluderat i gruppen nyctaloider. Arterna gråskimlig fladdermus och trollpipistrell, stod för cirka 5 procent vardera av våra kadaverfynd. Gråskimlig fladdermus har tidigare, tillsammans med större brunfladdermus, pekats ut som de potentiellt mest riskutsatta arterna i Sverige i samband med vindkraft (Rydell m.fl. 2017). Tidigare fynd av ett hundratal fladdermuskadaver gjorda i samband med kontrollprogram eller av servicepersonal vid besök vid vindkraftverken visar också på samma mönster som vi har sett, med en dominans av större brunfladdermus följt av dvärgpipistrell. Fynden av gråskimlig fladdermus var även där lågt och motsvarade cirka 5 procent. Resultaten tyder på att denna art inte är så riskutsatt som tidigare antagits. Gråskimlig fladdermus är fläckvis förekommande och dess ringa förekomst i kadaverstatistiken skulle kunna bero på att vi har varit i vindparker där arten inte är särskilt vanlig. Återkommande förekomst av gråskimlig fladdermus i ljudinspelat material visar dock att det inte kan vara hela förklaringen.

När det gäller trollpipistrell vet vi från kontinenten att arten ofta hittas ihjälslagen vid verksplatser och att den där klassas som lika riskutsatt som dvärgpipistrell. Vi hade dock få fynd av trollpipistrell, vilket kanske främst kan förklaras av att den registrerade aktiviteten var låg och att arten inte är särskilt allmänt förekommande vid de vindparker som ingår i denna studie. Arten förefaller att expandera i Sverige och vi vet att den migrerar längs den svenska östkusten. Den har gått från att ha varit rödlistad till att allt oftare noteras vid inventeringar, särskilt i region 1 och 2 men även i regionerna 3 till 4. Registreringar av arten förekommer även i region 5 och med enstaka noteringar ända upp till region 6.

6.1.3 Effekt av driftreglering

Vi kunde inte påvisa någon statistiskt säker skillnad mellan reglerade och oreglerade vindkraftverk i någon av de undersökta regionerna. I region 1 fann vi dock en 30-procentig lägre beräknad dödlighet av fladdermöss (medianvärden) vid reglerade jämfört med oreglerade vindkraftverk, 2,1 (90 % KI: 1,0–6,8) jämfört med 3,0 (90 % KI: 1,9–4,8) individer per verk och månad. Anledningen till en utebliven statistisk skillnad i region 1 menar vi beror på att flertalet av de driftreglerade verk som ingick studien har haft problem med tekniken som styr driftregleringen och/eller att ägaren inte inrapporterat data för att visa att verken har stoppat driften enligt villkoren. Detta har medfört att vi har varit tvungna att stryka flera verk ur analysen på grund av att vi inte kunnat verifiera att verken faktiskt har reglerats. I slutändan innebär det att betydligt färre reglerade verk i region 1 inkluderades än vad som hade planerats från början, vilket medför att vi har fått väldigt få inventeringspunkter där vi har kunnat jämföra oreglerade verk mot driftreglerade, vilket ger osäkerhet i analysen, se diskussion nedan.

Om vi i denna undersökning bara fokuserar på antalet faktiska kadaverfynd i region 1 kan vi se ett mönster. Antalet funna kadaver av större brunfladdermus var 26 individer vid oreglerade verk jämfört med två fynd vid reglerade. Antalet kadaverfynd av pipistreller var 19 kadaver vid oreglerade jämfört med sex individer vid reglerade verk. Vi kan dock inte jämföra siffrorna rakt av, då sökinsatsen och antalet reglerade/oreglerade verk varierade stort. Våra beräkningar av den uppskattade dödligheten är därför mer tillförlitliga. Vi menar ändå att en drift-

reglering i regionen sannolikt minskar dödligheten i de fall den villkorade regleringen tillämpas. Antagandet stöds även av tidigare kontrollprogram genomförda i region 1. I Vindpark 3 (Torsås kommun, Kalmar län) genomfördes två kontrollprogram mellan åren 2015 och 2019 med eftersök av döda fladdermöss (människa, inte hund) samt mätning av fladdermusaktivitet i såväl marknivå som navhöjd. Av de sex studerade vindkraftverken var fyra reglerade. De två övriga skulle också ha reglerats men kördes oreglerat, vilket gav oss en chans till jämförelser verken emellan (Pettersson 2020). Totalt hittades sex döda fladdermöss (fem större brunfladdermus och en nordfladdermus). Samtliga sex fynd gjordes vid de två oreglerade verken. Utöver det har eftersök med fokus på döda fladdermöss genomförts vid vindkraftverket i Vindpark 2 (Ronneby kommun, Blekinge län) under säsongen 2018 (Rydell 2020). Verket var då oreglerat under första halvan av säsongen (15/7–15/8) och reglerades sedan under den senare delen av säsongen (15/8–15/9). Personen som genomförde eftersöken var ovetandes om detta och hittade totalt sju fladdermöss (två dvärg- och fem trollpipistrell). Samtliga fynd gjordes under den första perioden då verket var oreglerat.

Ett huvudsyfte med denna studie var att verifiera att en driftreglering enligt rekommendationerna i den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017) har avsedd effekt. Vi har inte kunnat uppfylla detta på grund av omständigheter vi inte råder över (se förklaring nedan). Vi har dock erhållit finansiering för ytterligare ett års fortsättning. Sålunda har vi säsongen 2024 fortsatt enligt samma metod med fokus på region 1 (nio vindparker) och region 2 (två vindparker). Urvalet inkluderar ett jämt antal reglerade och oreglerade verk.

Vi fann ingen skillnad i dödlighet mellan reglerade och oreglerade verk i regionerna 2–4. Vår studie visar att en reglering i dessa regioner, tillämpad vid 5 eller 6 m/s, inte leder till någon statistiskt påvisad minskad dödlighet, även om den skattade dödligheten var lägre i samtliga regioner vid reglerade verk jämfört med oreglerade verk. Dödligheten vid oreglerade verk i dessa regioner var också låg, med en beräknad mediandödlighet på 0,03 till 0,4 individer per verk och månad (90 % KI: 0,01–0,07 respektive 90 % KI: 0,2–1,3). Vi menar att resultatet i dessa regioner inte ska tolkas som att en reglering inte fungerar, snarare som att fladdermusdödlighet (och aktiviteten) är så låg att dödligheten är mer slumpartad och inte reduceras ytterligare av att en driftreglering tillämpas.

FÖRKLARINGAR TILL UTEBLIVNA SVAR

Ett oväntat resultat i vår studie är att vi allmänt har funnit få kadaver (ett i och för sig angenämt problem). Vårt största problem har varit att vare sig tekniken bakom driftregleringen eller rapporteringen av den har fungerat som det borde (se bilaga 6). I flera fall har verk stått stilla eller drivits oreglerade i brist på fungerande tekniska lösningar. Det innebär att vi har haft många färre övervakningsnätter för reglerade verk jämfört med oreglerade verk, vilket har försvårat vår statistiska analys. När det gäller verken i region 1 har det i flera fall varit tydligt från ägarnas inrapporteringar (eller brist av inrapporteringar) om och när driftregleringen faktiskt har fungerat som villkorats. I datasetet finns därför en risk att vi har angett driftreglering under perioder som denna faktiskt inte har fungerat. Tvärtom, har inga vindparker angetts som felaktigt oreglerade. Ur denna aspekt kan vi alltså ha beräknat en för låg positiv effekt av driftregleringen. Vidare fungerade exempelvis inte driftregleringen av verken i region 2 inte fullt ut under varken säsongen 2022 eller 2023. I bilaga 6 har vi samlat de problem som har orsakats av utebliven rapportering, osäkra upp-

gifter om driftreglering och tekniska problem med själva driftregleringstekniken. I första hand gäller detta vindparkerna i region 1. I region 2 noterade vi få kadaver oavsett om verken var reglerade eller inte, vilket högst troligt förklaras av en allmänt låg dödliggheit av fladdermöss inom området. I region 1 är det särskilt olyckligt att uppgifterna är så bristfälliga eftersom våra resultat visar att dödliggheiten är som högst inom denna region i Sverige. Om det är så att tekniken som styr hur och när vindkraftverk ska stänga ner inte fungerar som avsett är det av högsta vikt att brister i egenkontrollen hos ägaren av verken/vindparken åtgärdas. Dessutom behöver även respektive tillsynsmyndighet agera snabbare om en vindpark inte kan presentera data som visar att verken driftregleras som beslutat.

I den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017) rekommenderades att en driftreglering tillämpas vid vindar under 6 m/s, vid en temperatur över 14 grader samt under perioden 15/7–15/9. Rekommendationen baserades på aktivitetsdata från fladdermöss i rotorhöjd, vilken visade att 90 procent av aktiviteten registrerades mellan 15/7–15/9 oberoende av vind och temperatur. Det har tidigare konstaterats att det finns en koppling mellan aktivitet och mortalitet (Korner-Nievergelt m.fl. 2013). I den uppdaterade syntesrapporten menades att en reglering under denna period radikalt skulle minska risken för fladdermusdödliggheit. Av de reglerade vindparker vi har följt mellan 2021 och 2023 har endast Vindpark 6 även tillämpat en temperaturreglering (vilket få verk i Sverige förefaller tillämpa). Vidare har den vind då verket stoppats varierat mellan och inom regioner där vissa verk har villkor om reglering vid 5 m/s i stället för 6 m/s. Detta har försvårat att utvärdera de tidigare rekommendationerna. Vi skulle förvänta oss att se fler döda fladdermöss vid verk som har tillstånd att vara i drift även vid 5 m/s, jämfört med om verken regleras vid 6 m/s. Detta har vi dock inte haft möjligheter att kontrollera för i vår analys, varför det även av denna anledning finns en risk att vi har underskattat effekten av driftreglering.

Utöver ovanstående parametrar hade vi också vindparker som inte var reglerade enligt den rekommenderade tidsperioden 15 juli till 15 september, utan i stället till och med 15 oktober eller från 1 augusti till 30 september. De två icke-reglerade veckorna i början av undersökningsperioden kan naturligtvis ha spelat in i analysen av driftregleringens effektivitet. Effekten av driftregleringen under de två sista veckorna av september fyller dock sannolikt ingen större skyddseffekt baserat på inspelade aktiviteten, vilken var i princip obefintlig under denna period.

6.1.4 Fladdermusaktivitet vid vindkraftverk

Fladdermusaktivitet har endast mätts i marknivå, detta för att vi tidigare har korrelerat aktiviteten i marknivå med den i navhöjd vad gäller alla tre grupperna nyctaloider, pipistreller och nordfladdermöss (se ovan).

Vid både denna och tidigare Vindvalsstudier i vilka författarna varit inblandade, eller annan data refererad till i denna rapport, har samma inställningar på inspelningsutrustningen tillämpats oberoende av höjd. Det innebär att möjligheten att spela in en fladdermusart är jämförbar mellan olika höjder oavsett på vilket avstånd de olika arternas kan registreras på. Till exempel är sannolikheten att spela in en dvärgpipistrell i nacellnivå lika stor som att spela in arten i marknivå, förutsatt att aktiviteten är jämnt fördelad i höjddled. Mätningar av aktivitet vid två vindkraftverk på 20–30 meters höjd vid Askome vindpark (Faklenbergs kommun, Hallands län) under en säsong 2016 visade att både dvärgpipistrell och nordfladdermus förekom frekvent på denna höjd, om än med en lägre aktivitet jämfört med i marknivå (Rydell

& Pettersson opubl. data). Vi tolkar resultaten som att både dvärgpipistrell och nordfladdermus är mer aktiva i rotorbladens nedre del av svepytan, vilket sannolikt innebär att dödligheten hos dessa arter främst förekommer i den nedre delen av turbinens svepyta. En studie i Nordamerika visar också att arter med ett liknande födosöksbeteende som nordfladdermus och pipistreller kan gynnas av en högre markfrigång som resulterar i en lägre dödlighet (Garvin m.fl. 2024).

Det nya i vår studie är att aktiviteten hos pipistreller inte kan korreleras med högre temperaturer. Arten är också den enda som noterats med hög aktivitet under enstaka nätter efter mitten av september. Vi tolkar det som att arten födosöker vid lägre temperatur och senare på hösten i de skogsmiljöer vi studerat jämfört med Nyctaloider och nordfladdermöss.

Av de 47 vindkraftverk där fladdermusaktivitet övervakades, kunde sammanhängande data från 33 verk användas för vidare analys. Från inspelningarna vid verksplatserna kunde åtminstone tio olika fladdermusarter identifieras, varav de flesta utgjordes av högriskarter (bilaga 1). I region 1 noterades flest inspelningar och arter. Antalet inspelningar ska dock inte förväxlas med antalet individer vid inspelningsplatsen, detta då en enda fladdermus kan generera majoriteten av inspelningarna under en natt. Antalet inspelningar är snarare ett mått på aktivitet vid en verksplats under hela säsongen juli till och med september.

Våra analyser visar att skillnader i aktivitet överlag förklaras av i vilken region vindparken ligger i samt de väderparametrarna för temperatur och vind som föreligger i dessa regioner. Undersökningen omfattar främst tidsspännat 15 juli till 15 september men vissa av aktivitetsmätningarna har pågått längre in på hösten, oftast som kortast oktober månad ut och som längst till i slutet av januari vid ett verk under ett år (2021, verk 12, Vindpark 10). Aktiviteten följde i stort vad som framkom i den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017) med majoriteten av all aktivitet registrerad mellan den 15 juli och den 15 september. Vi fann enstaka registreringar av aktivitet under oktober månad och då främst med enstaka natters aktivitet av pipistreller i region 1. Dvärgpipistrell är känd för att ibland vara aktiv vintertid i närheten av övervintringsplatser, åtminstone när det är milda vinterkvällar (Rydell & Eklöf, opublicerat). Även nordfladdermöss har noterats vara ute och flyga på vintern i större utsträckning än vad man tidigare har trott (Blomberg m.fl. 2021) men när det gäller skogsmiljöerna i denna studie, förefaller aktiviteten minska under sensommaren. På samma tema syns större brunfladdermus ibland i stora grupperingar dagtid i södra Sverige, särskilt på hösten. Beteendet är dock för anekdotiskt beskrivet för att vi ska kunna förhålla oss till om detta är ett problem avseende vindkraft eller ej. Inget utifrån vår data indikerar dock att den tidigare föreslagna driftregleringsperioden i de skogsmiljöer som ingått i vår studie bör förlängas eller förkortas.

I region 1 har vi totalt sett högst aktivitet, långt högre än i någon av de andra regionerna, särskilt vad gäller nyctaloider, men även pipistreller. Den beräknade dödligheten är cirka tio gånger högre än för de andra regionerna, vilket grovt motsvaras av en cirka tio gånger högre inspelad sammanslagen medelaktivitet per natt av de tre grupperna nyctaloider, nordfladdermöss och pipistreller för perioden 1 juni till 30 september. Trots att region 2 visade på en liknade temperatur och dessutom vindsvagare nätter, det vill säga fler gynnsamma fladdermusnätter än i någon annan region, var den beräknade dödligheten lägst bland alla regioner där vi fann kadaver. Även aktiviteten i region 2 tillhörde de lägsta, vilket stärker vårt resultat. De tre vindparkerna i denna region ligger tätt och utgör i princip ett vindkraftsområde,

vilket karakteriseras av hårt brukad produktionsskog av gran och tall. En tänkbar förklaring till den låga aktiviteten och den låga beräknade dödligheten, är att ett hårt skogsbruk inom området har påverkat förutsättningarna för fladdermöss negativt inom området inom de tre vindparkerna. Det kan dock inte besvaras av denna studie då vi inte tittat på hur svenskt skogsbruk påverkar skogslevande fladdermöss.

En tydlig skillnad mellan östkusten i region 1 och västkusten i region två 2 är aktiviteten hos nyctaloider. Medan större brunfladdermus är vanlig på öst- och sydkusten, särskilt under sensommaren, är den mer sparsamt förekommande på västkusten under samma tid (Eklöf & Pettersson, pågående studier). Det ska också understrykas att region 2 inte är representativ för Halland i stort, vi kan bara uttala oss om de östra delarna med stor andel produktionsskog, vilket mer liknar västra Småland/inre Västergötland.

I region 3 är det mer eller mindre samma växtzon som Umeå, vilket avspeglar sig i antalet gynnsamma nätter men också i den låga aktiviteten och den låga dödligheten. Alla regioner (utom region 2) uppvisar ungefär samma mönster vad gäller antal blåsiga nätter och det är förvånansvärt många gynnsamma nätter för fladdermöss även en bit norrut, även om det inte återspeglade sig i aktiviteten och antalet arter. I region 5 var det totalt 51 av 144 nätter med minst ett tio-minutersintervall med en medeltemperatur över 14 grader och medelvind under 6 m/s. Detta innebär att vissa nätter kan representeras av enstaka tio-minutersintervall medan andra nätter omfattar längre perioder med gynnsamma förhållanden. Det totala antalet tio-minutersintervall med gynnsamma förhållanden är dock flest i region 1 och 2.

6.1.5 Påverkan på fladdermuspopulationer

I Sverige har vi främst en art och en grupp av fladdermöss som är särskilt utsatta i samband med vindkraft: större brunfladdermus och pipistreller och gällande den senare handlar det främst om dvärgpipistrell. I den första syntesrapporten (Rydell m.fl. 2011) gjordes ett försök att uppskatta vindkraftens påverkan på Sveriges fladdermuspopulationer och då i första hand för större brunfladdermus. En exempelmodell togs fram med hänsyn till populationsstorlek, överlevnad per år och reproduktion. Alla siffror var uppskattningar hämtade från litteraturen och ovanpå lades en framräknad dödlighet för större brunfladdermus från Tyskland på 0,9 individer per oreglerat vindkraftverk och år. Detta gav ett scenario där den svenska populationen av större brunfladdermus skulle minska med cirka en procent om året vid sammanlagt 1000 oreglerade verk i landet (som var det antal som fanns då rapporten skrevs). Idag har vi närmare 1000 verk bara i södra delen av landet, ungefär motsvarande region 1, och fler än 5000 verk i hela landet, dock inte bara oreglerade ska tilläggas. Vi vet också att dödlighetssiffran på 0,9 för större brunfladdermus har räknats upp, framför allt i Tyskland men också för södra Sverige, där vi snarare hamnar på cirka 2 individer per verk och år om vi räknar med att större brunfladdermus står för ungefär en tredjedel av dödsfallen under perioden 15 juli till 15 september.

Oavsett alla osäkerheter i modellen från 2011 och då främst avseende den population beräkningen baseras på, visar den på en stor risk för populationen av större brunfladdermus i Sverige. Med tanke på att arten övervintrar i norra Polen och Tyskland, utsätts den för ytterligare mortalitetsrisker vid de vindparker och verk som arten passerar i dessa länder på väg till och från sina övervintringsplatser. Verken behöver således regleras i både Sverige och i de länder där större brunfladdermus övervintrar för att säkra att arten kan migrera säkert mellan sina

sommar och vinterkolonier. Utöver detta tillkommer planerade etableringar av havsbaserade vindparker i södra Östersjön, vilka både större brunfladdermus och trollpipistrell kan behöva passera innan de når sina övervintringsplatser. Det är således av största vikt att verk i region 1 regleras och att regleringen fungerar. Men även i de regioner där vi har låg dödlighet finns det en gräns för hur många vindkraftverk som kan uppföras utan att risken för populationsnedgång är oacceptabelt stor. Även om vi är ålagda att rapportera in populationssiffror till EU angående landets fladdermusarter saknar vi i nuläget trovärdiga siffror för hur stora fladdermuspopulationer vi har i Sverige. Detta medför svårigheter att bedöma hur de olika arternas påverkas på populationsnivå i samband med vindkraft, eller annan verksamhet.

I Sverige finns ännu inga långtidsobservationer eller publicerade populations-trender för större brunfladdermus på samma sätt som för nordfladdermus (Rydell m.fl. 2020), men en undersökning genom linjetransekter i Skåne, visar att det sannolikt har skett en minskning mellan åren 1997 och 2020 (Apoznański m.fl. 2021). I Tyskland har man samtidigt konstaterat en kraftig minskning mellan åren 2009 och 2019 (Printz m.fl. 2021) genom undersökning av holkar. Det är dock oklart om det finns en koppling till vindkraft. I en av de mer undersökta vindparkerna i Sverige (Vindpark 3, Kalmar län) har aktiviteten följts under fem år i två kontrollprogram (2015–2017, Pettersson 2018 och 2018–2019, Pettersson 2020) samt under 2021 i denna studie. Antalet inspelningar av större brunfladdermus förefaller mer eller mindre konstant vid både Vindpark 3 och Vindpark 4:s övervakade verk vid en jämförelse mellan säsongerna 2015 och 2021 respektive 2015 och 2023, de senare åren genomförda under denna studie. Detta skulle kunna tyda på att populationen inte har minskat i storlek. Samtidigt vet vi att större brunfladdermus kan attraheras av vindkraftverk (Roeleke m.fl. 2016), särskilt i de fall de har boplatser nära verken, varför nya individer hela tiden skulle kunna lockas till vindparken. Å andra sidan har större brunfladdermus också visat sig undvika vindparker om de upptäcker dem på ett större avstånd (Reusch 2023). Problemet med dödlighet för större brunfladdermus i Tyskland förefaller således kunna variera och bero på närheten till kolonier, men framför allt kopplat till om verken regleras eller inte. För att gynna migrerande arter, som större brunfladdermus och trollpipistrell, krävs att alla de länder som omfattas av fladdermössens rörelser måste samarbeta för att arterna ska kunna flytta riskfritt mellan sina sommar- och vinterkolonier.

6.2 Fåglar

Den beräknade fågeldödligheten omfattar en begränsad del av året, men är samtidigt en period av året då många fågelindivider är i rörelse. Merparten av de 32 arterna som påträffades under vindkraftverk i den här studien lämnar Sverige under vintern och i de svenska skogarna är det generellt fågelfattigt under vinterhalvåret. Dödligheten var högst i region 1 med en tendens till minskande dödlighet längre norrut i landet. Dessa skillnader mellan regioner var dock inte statistiskt säkerställda. De tre arterna morkulla, ringduva och tornseglare som stod för 40 procent av samtliga kadaverfynd förekommer i Sverige mellan cirka tre och åtta månader om året. Ringduva förekommer i viss mån under hela året, men endast i den allra sydligaste delen av landet i några större antal vintertid. Tornseglaren är i landet endast cirka tre månader om året mellan mitten av maj till slutet av augusti.

Det var få kadaverfynd av fåglar i referensytorna, särskilt med beaktande till att hälften av fynd härrörde från en och samma yta under ett år där en rovfågel, sannolikt en duvhök, hade en slaktplats. Utöver dessa fåglar hittades totalt tre fågelkadaver i referensytorna, vilka högst troligt hade andra dödsorsaker än vindkraftverk. Några av de kadaverfynd som gjordes under vindkraftverk såg också ut att vara resultat av lyckade rovfågelsjakter, till exempel av en rovfågel utplockade fjädrar från en trädkrypare som hittades på en stubbe i sökytan kring ett verk. Även om inte samtliga fågelfynd som gjordes under vindkraftverk i vår studie orsakades av verken är det högst troligt att vindkraftverk var dödsorsaken till funna rovfåglar, morkullor och tornseglare då dessa fåglar inte alls påträffades i referensytorna.

På det stora hela var fyndbilden som förväntat med såväl hönsfåglar som rovfåglar representerade i statistiken. Noterbart är att ingen utpräglad "nattaktiv" (ibland mer gryning och skymning än mitt på natten) fågelart såsom ugglor eller nattskärre hittades medan elva morkullor påträffades. Den senare är aktiv i gryning och skymning med flygningar ovanför trädkrypparna i den form av spelflykt som framför allt hanarna ägnar sig åt. Nattskärre förekommer i vindkraftparkerna i region 3 och i flera av vindkraftparkerna i region 1, och avsaknad av fynd i den här studien överensstämmer med ytterst fåtaliga fynd under vindkraftverk av arten i Europa (Dürr 2023b). Av det totala antalet fågelfynd i vår studie utgjorde 37 % tättingar (småfåglar + kråkfåglar men inte tornseglare), borträknat fynd som gjordes vid det första sökandet i juli var andelen högre, omkring 50 %. Det förklaras av att vid det första sökandet fanns en överrepresentation av större rovfåglar som kunnat ligga kvar länge. Kadaver av småfåglar försvinner snabbare än de större fåglarna. Även om de tränade hundarna är betydligt skickligare än oss människor på att hitta småfågelskadaver försvinner dessa små kadaver sannolikt snabbare än de större fåglarna mellan eftersök. Tättingar utgjorde 60 % av utlagda fågelkadaver i den här studien men en analys av eventuell skillnad i beständighet mellan olika storlekar och artgrupper genomfördes inte. Det allmänna intrycket var dock att småfåglar och fladdermöss försvann snabbare än stora fåglar som vitkindad gås, gräsand, fiskmås och ormvråk. Det fanns ofta kvar rester, fjädrar och skelettdelar från de större fåglarna under en lång tid efter utläggandet. Kombinationen av att tättingar dominerade utlagda fåglar i beräkningen av kadavers beständighet och att tränade hundar användes vid eftersök leder till bedömningen att fågeldödliggheit under studieperioden inte väsentligt kan ha underskattats i den här studien.

Med utgångspunkt att den här studien fångade en tidsperiod med den högsta fågeldödliggheit i skogsmiljö (möjligen rovfåglar och hönsfåglar undantagna) då det finns flest individer i rörelse är vår bedömning att i genomsnitt färre än fem fåglar dör per verk och år i merparten av vindkraftparker i skogsmiljö i Sverige. I skogar i den sydligaste delen av landet, det vill säga i Skåne, Blekinge och östra Kalmar län (eventuellt också i rikare skogar i Halland) dör sannolikt i genomsnitt färre än tio fåglar per verk och år. Detta är nivåer som ligger nära tidigare beräkningar som gjorts av fågeldödliggheit och som sammanställts i Rydell m.fl. (2011) och (2017). En klar majoritet av vindkraftverken i skogsmiljö i Sverige återfinns i norr. Här är fågeldödliggheit vid verken låg och den genomsnittliga dödligheten vid ett vindkraftverk i en svensk skog är därmed sannolikt maximalt fem fåglar per år.

Det kan kanske uppfattas som att förhållandevis många rovfåglar dog i den här studien. En klar majoritet av funna rovfåglar hittades vid det första eftersökandet i mitten/slutet av juli. Det var uppenbart att dessa i flertalet fall hade legat på platsen under längre tid, havsörnarna sannolikt upp till ett halvår. Detta tyder på att störst

risk för dödlighet för rovfåglar vid vindkraftverk, åtminstone i skogsmiljö, infaller under vinterhalvåret och i den tidiga häckningsfasen på våren och tidig sommar. Det överensstämmer med slutsatser i Vindvals syntesrapporter från 2011 och 2017 (Rydell m.fl. 2011, 2017). I materialet för analyser av fågeldödlighet ingick fem individer; en ormvråk, en duvhök, två sparvhökar samt en obestämd rovfågel (sannolikt sparvhök/duvhök). Inte samtliga rovfåglar har kunnat åldersbestämmas men kungsörnen som hittades 2021 var en äldre fågel (född och ringmärkt i Skellefteå kommun 2014), medan båda havsörnarna var inne på sitt andra kalenderår (maximalt omkring ett år gamla), samt att duvhökarna utgjordes av en ettåring och en årsunge. Åtminstone en röd glada var äldre medan åldern på ormvråkarna och sparvhökarna inte kunde bestämmas säkert.

Totalt gjordes nio fynd av hönsfåglar med flest fynd av tjäder (sex), följt av orre (två) och järpe (en). Någon analys av hur risken för hönsfåglar att flyga in i vindkraftverk i skogsmiljö förändras över året finns såvitt känt inte. Vid kraftledning tycks den högsta dödligheten för hönsfåglar inträffa då de flyger in i ledningarna under vintern med förhållandevis få olycksfall på sommaren (Ottvall & Green 2020). Detta kan möjligen förklaras av att hönsfåglar är mer markbundna under sommaren med färre flygtransporter än under vintern. Det kan därför vara så att antalet olycksfall av hönsfåglar vid vindkraftverk är särskilt lågt under den tidsperiod i juli–september som den här studien genomfördes.

Morkulla tycks också vara något mer utsatt för att förolyckas av vindkraftverk än vad som lyfts i tidigare kunskapssammanställningar (Rydell m.fl. 2011, 2017). Den högsta dödligheten av vindkraftverk bland morkullor i skogsmiljö kan tänkas inträffa tidigare på våren i april–maj då hanarna är mycket aktiva skymning och gryning med spelflykt ovanför trädtopparna. I förhållande till hur talrik arten är i Sverige kan dock inte denna dödlighet av vindkraft medföra någon populationspåverkande konsekvens.

Det som sticker ut allra mest är onekligen att tornseglare var den fågelart som hittades i högst antal under vindkraftverken. Detta är en liten art som efter ett dödsfall snabbt kan försvinna ner i jorden då dödgrävarskalbaggar gräver ner dem eller när de plockas av en förbigående/förbiflygande asätare. I Vindvals syntesrapport från 2011 diskuterades möjligheten att tornseglare kunde vara utsatt för förhöjda risker för dödlighet vid vindkraftverk då den kanske jagar insekter som ansamlas kring vindkraftverk eller i rotorhöjd vid väderförhållanden som trycker ner flygfän till lägre höjder. En studie av vindkraftsdödade fåglar i regionen Castilla y León i Spanien påträffade också ett förhållandevis stort antal tornseglare under perioden 2001–2016 (Balmori-de la Puente & Balmori 2023). I den spanska studien användes inte tränade hundar vid sök. Bland spontant inrapporterade döda fåglar vid vindkraftverk i Europa utgör tornseglare 3,7 %, vilket får betraktas som en förhållandevis hög andel (Dürr 2023b). I vilken omfattning tornseglare som häckar i Sverige kan utsättas för vindkraftsdödlighet under flyttningen till och från Afrika är okänt.

Tornseglaren har minskat påtagligt i Sverige mellan 1975–2023 (Svensk Fågel-taxering). Minskningen startade innan det började byggas vindkraftverk i större omfattning i Sverige och den historiska minskningen innan vindkraftsutbyggnaden i Sverige tog fart har andra orsaker än dödlighet vid vindkraftverk. Samtidigt kan vi inte utesluta vindkraften som en bidragande påverkande faktor på den starkt minskande tornseglaren och en ökad dödlighet vid vindkraftverk måste i detta sammanhang betraktas som negativt för arten.

7. Slutsatser, rekommendationer och utformning av kontrollprogram

Den här studien hade inte som syfte att utvärdera kontrollprogram för vindkraftverk i skogsmiljö avseende fåglar. Därför presenteras inga specifika rekommendationer för kontrollprogram gällande dessa. Dock anser vi att alla fynd av fågelkadaver bör registreras oavsett om en eftersöksstudie endast gäller dödlighet av fladdermöss, eller vice versa. Det bör också noteras att perioden juli–september inte täcker den period på året då dödligheten av vissa rovfåglar kan förväntas vara som störst.

Den dödlighet av fladdermöss vi har hittat sker främst i region 1, vilket även överensstämmer med vår registrerade fladdermusaktivitet. Vi kunde dock inte hitta en statistisk signifikans för att en driftreglering minskade fladdermusdödligheten, vilket var ett av huvudmålen med denna studie. Vi menar att förklaringen ligger i att tekniken bakom regleringen och inrapporteringen av data som visar att regleringen tillämpats inte har fungerat som avsett vid de vindparker och verk som ingått i vår studie inom framför allt region 1. Vi har därför sökt och fått pengar för ytterligare en säsongs uppföljning under 2024, vilken främst omfattar region 1, men även region 2. Vår ansökan av ytterligare medel baseras på att vi finner det osannolikt en reglering av verk inte skulle fungera i Sverige. Detta då en reglering av verk har visat sig vara en effektiv skyddsåtgärd vid vindparker i Europa, USA, Australien och andra delar av världen. När det gäller större brunfladdermus och pipistreller (främst dvärgpipistrell i vår studie), vilka är de mest riskutsatta arterna vi har i Sverige, är det samma arter som förekommer i Tyskland, det land i Europa där sannolikt flest studier avseende fladdermöss och vindkraft genomförts och där en driftreglering tillämpas.

Vi finner ingen anledning att ändra rekommendationerna från den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017), det vill säga att verken ska regleras/stoppas under perioden 15 juli till 15 september vid vindar under 6 m/s (medelvinden mätt i navhöjd under 10-minutersintervall). Vi är medvetna om att en viss dödlighet kan förekomma även utanför den rekommenderade perioden. Vi bedömer dock att skyddseffekten är som störst under dessa två månader då aktiviteten och dödligheten är som högst hos de mest riskutsatta fladdermusarterna, vilket stödjer rekommendationerna i den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017).

Utifrån våra resultat bör temperatur inte finnas med i villkoren, vilket skiljer sig från den uppdaterade syntesrapporten (Rydell m.fl. 2017). I alla fall i områden där pipistreller förekommer, då aktiviteten inte följer samma mönster som övriga artgrupper.

Baserat på våra resultat föreslår vi att alla vindkraftverk i skogsmiljöer inom region 1 ska driftregleras. Vi är medvetna om att vår indelning i de sex regionerna är generell och att förutsättningarna för fladdermöss och aktiviteten varierar inom

framför allt region 1, men även inom andra regioner. En generell driftreglering inom region 1 är dock sannolikt inte nödvändig då det sannolikt finns skogsmiljöer i denna region med låg närvaro och aktivitet av högriskarter. Vi anser att enda alternativet till ett villkor om driftreglering för framtida projekt i denna region är om ägaren under en prövotid kan visa att fladdermusdödlighet inte utgör ett problem inom vindparksområdet och att en reglering därmed inte är nödvändig. Tidigare eller nya inventeringar inom en projekterad vindpark i denna region som visar på en låg närvaro av riskutsatta fladdermusarter anser vi skulle kunna ligga till grund för att pröva behovet av en driftreglering. Om detta alternativ väljs menar vi att det bör ske genom ett minst tre-årigt kontrollprogram framtaget i samråd med berörd myndighet. Detta för att fånga upp variation i dödlighet mellan år.

I vindparker i region 2 till 5, där vi funnit en lågt skattad mediandödlighet (0,06–0,8 fladdermöss per verk och säsong (år), 15 juli–15 september), menar vi att resultatet inte ska tolkas som att en driftreglering inte fungerar, utan snarare som att dödligheten är låg och slumpartad i dessa regioner. Vi ställer oss därför tveksamma till att en reglering utifrån rekommendationerna i den uppdaterade syntesrapporten har någon effekt för att minska dödlighet ytterligare i dessa regioner.

I norra delen av region 5 (Vindpark 12) och i region 6 fann vi inga döda fladdermöss i denna studie. Vi menar att dödligheten av fladdermöss är mycket låg i dessa inlandsområden där nordfladdermus är enda förekommande riskutsatta arten och finner därför inget behov av skyddsåtgärder avseende fladdermöss i dessa regioner.

Vår studie omfattade enbart vindparker i skogsmiljö och då främst barrskog och vi fann en med europeiska mått mätt låg mediandödlighet hos fladdermöss. Det gäller även för region 1 där vi fann den i särklass högsta dödligheten. Det betyder dock inte att fladdermusdödligheten kan förringas i Sverige. Det finns högst sannolikt befintliga eller planerade vindparker i landet, inom både skogsmiljö och andra biotoper, med en dödlighet i spannet mellan (och kanske över) den vi funnit i region 1 och de övriga regionerna där det föreligger ett behov av att reglera verken för att skydda riskutsatta fladdermusarter. Den frågan har inte ingått i denna studie och vi menar att det får utredas genom kontrollprogram, där upplägget av studien ska kunna ge tillräckligt med data för att kunna uppskatta dödlighet av fladdermöss.

7.1 Kontrollprogram

Ett kontrollprogram syftar till att följa upp att riskutsatta fladdermöss inte påverkas negativt inom en vindpark eller vid ett enskilt verk.

Vi anser att ett kontrollprogram bör omfatta och utformas enligt de metoder som har beskrivits i denna rapport samt att det omfattar minst tre år/säsonger. När det gäller en eftersöksstudie innebär det företrädesvis att tränade hundar tillsammans med hundförare letar efter döda fladdermöss vid verksplatser i regelbundna intervall, alternativt att eftersöken genomförs manuellt. Vidare måste den avsökta ytan vid varje verksamhetsområde avgränsas och beräknas, hundarnas (människans) sökeffektivitet testas samt slutligen ska kadaverbeständighet beräknas. Vi bedömer att den siffra för kadaverbeständighet vi beräknat vid verk i skogsmark kan användas som en schablon även i framtida studier i skogsområden vid uppskattningar av mortalitet. Minimikravet är sålunda att eftersöksstudien genomförs så att en uppskattad dödlighet kan beräknas. Utifall endast kadavereftersök genomförs fyller kontrollprogrammet ingen större funktion annat än att summera antalet funna

kadaver. I vår studie har vi använt en avancerad statistisk analys för att uppskatta dödligheten. Oavsett har vi utgått från de tre parametrar som behövs för att skatta dödligheten (avsökt yta, sökeffektivitet och kadaverbeständighet). Det finns tillgängliga gratisprogram (exempelvis Evidence of Absence) som kan användas för att uppskatta dödligheten likt vi gjort, vilket gör det möjligt för en utförare av eftersök inom en vindpark att mata in nödvändiga parametrar för att uppskatta mortalitet, vilket även underlättas om vår generella siffra för kadaverbeständighet används.

Långtidsövervakning med ultraljudsdetektor är ett annat sätt att följa upp om det föreligger en förhöjd risk för negativ påverkan på högriskarter vid ett verk, vindpark eller region. En svaghet med denna metod är att den inte kan användas för att beräkna dödlighet. Vad vi funnit är dock att område 1 och område 2–5 till synes är varandras motsatser både avseende aktivitet och mortalitet. I region 1, med otvetydigt högst dödlighet, låg den sammanslagna genomsnittliga dygnsaktiviteten (juli–september) av högriskarter mångfalt högre med över 30 inspelningar per natt (dominerad av större brunfladdermus) jämfört med de övriga regionerna där den genomsnittliga dygnsaktiviteten för samtliga högriskarter låg i trakten runt fem inspelningar per natt. Vi anser därför att en inspelningsövervakning är en lämplig metod att på ett snabbt sätt utreda om mortalitetsrisken är låg eller om det krävs en ytterligare insats med eftersök av kadaver.

Vår beräknade fladdermusaktivitet och slutsatser därifrån utgår från de inspelningsinställningar som tillämpats vid de autoboxar (Pettersson D500x) och externa mikrofoner som använts i studien. Vid framtida långtidsövervakning av fladdermusaktivitet vid landbaserade verk i Sverige vore det önskvärt att samma inställningar tillämpas eller att motsvarande inställningar tillämpas om annan inspelningsutrustning används. Detta för att resultaten mellan olika studier ska vara jämförbara, oberoende av vilken inspelningsutrustning som används.

För övriga delar av södra Sverige (region 2–4) som inte representeras av denna studies barrskogsmiljöer eller i övriga delar av landet anser vi att en långtidsövervakning av fladdermusaktiviteten (juli–september) är en lämplig första kontroll i ett uppföljningsprogram. Om aktiviteten inom vindparken indikerar att en förhöjd risk för dödlighet föreligger anser vi att även eftersök med företrädesvis hund bör genomföras (alternativt manuellt) med syftet att kunna beräkna en uppskattad dödlighet inom den aktuella vindparken.

8. Tack

Martin Rydberg Hedén har hela studieperioden 2021–2023 medverkat i eftersök med hund, kadaverutlägg med åtelkameror samt framställande av kartor. Annette Johansson, SnifferDogs Sweden, har bistått med upplärning av sökhundar och genomfört eftersök med hund 2022–2023. Övriga som har gjort eftersök med hund förutom Marcus Elfström (2022–2023) och Richard Ottvall (2021–2023) har varit Maja Gram (2022–2023), Catarina Gunnarsson (2022–2023), Tomas Gustafsson (2021–2023), Katrin Wegener Lundqvist (2023) och Arnold Westberg (2023). Martin Rydberg Heden och Richard Ottvall har ansvarat för artbestämningar av fågelfynd medan Stefan Pettersson har bidragit med artbestämningar av fladdermöss.

9. Referenser

Adams, E. M., Gulka, J. & Williams, K. A. 2021. A review of the effectiveness of operational curtailment for reducing bat fatalities at terrestrial wind farms in North America. *PLoS ONE* 16, e0256382. doi.org/10.1371/journal.pone.0256382

Akaike, H. 1973. *Information theory and an extension of the maximum likelihood principle*. Proceeding of the Second International Symposium on Information Theory, Budapest, Hungary, pp. 267–281.

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.

Apoznański, G., Gelang, M. & Rydell, J. 2021. *Population trends in selected Swedish bats*. Svenska Fladdermuskonferensen, Naturhistoriska museet, Göteborg 2021.

Arnett, E. B., Brown, W. K., Erickson, W. P., Fiedler, J. K., Hamilton, B. L., Henry, T. H., Jain, A., Johnson, G. D., Kerns, J., Koford, R. R., Nicholson, C. P., O'Connell, T. J., Piorkowski, M. D. & Tankersley, R. D. 2008. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. *J. Wildl. Manage.* 72(1), 61–78. doi: 10.2193/2007-221

Arnett E. B., Huso, M. M. P., Schirmacher, M. R. & Hayes J. P. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Front. Ecol. Environ.* 9(4), 209–214. doi:10.1890/1001038

Arnett, E. B., Johnson, G. D., Erickson, W. P. & Hein, C. D. 2013. *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., Baerwald, E. F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodriguez-Duran, A., Rydell, J., Villegas-Patracca, R. & Voigt, 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.

Bach L. & Rahmel U. 2004. Summary of wind turbine impact on bats – assessment of a conflict. *Bremer Beitr. Für Naturkunde Naturschutz* 7, 245–252.

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.

Balmori-de la Puente, A. & Balmori, A. 2023. Flight type and seasonal movements are important predictors for avian collisions in wind farms. *Birds* 4, 85–100. doi.org/10.3390/birds4010007

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.

Barclay, R. M. R., Baerwald, E.R. & Rydell, J. 2016. *Bats and windfarms*. In: *Wild-life and Wind Farms, Conflict and Solutions, Volume 1. Onshore: Potential Effects* (ed. Perrow, M.), pp. 191–221. Pelagic Publishing, Exeter, UK.

Barclay, R. M. R., Baerwald, E. F., Rydell, J. 2017. Bats. In *Wildlife and Wind Farms: Conflicts and Solutions*, Vol. 1: Onshore: Potential Effects; Perrow, M., Ed.; Pelagic Publishing, 2017; Vol. 1, p 301.

Barré, K., Le Viol, I., Bas, Y., Julliard, R. & Kerbiriou, C. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. *Biological Conservation* 226, 205–214.

Barré, K., Froidevaux, J. S. P., Sotillo, A., Roemer, C. & Kerbiriou, C. 2023. Drivers of bat activity at wind turbines advocate for mitigating bat exposure using multicriteria algorithm-based curtailment. *Science of the Total Environment* 866, 161404.

Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T. & Mammen, U. 2017. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21, 394–400. doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001

Bennet, E. M., Florent, S. N., Venosta, M., Gibson, M., Jackson, A. & Stark, E. 2022. Curtailment as a successful method for reducing bat mortality at a southern Australian wind farm. *Austral. Ecol.* 47, 6.

Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B. & Degraer, S. 2019. Activity and behaviour of Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at low and high altitude in a North Sea offshore wind farm. *Acta Chiropterologica* 21(2), 341–348. doi:10.3161/15081109ACC2019.21.2.009

Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M. & Bolker, B. M. 2017. “glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling.” *The R Journal* 9(2), 378–400. doi:10.32614/RJ-2017-066

Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach* (second ed.), Springer-Verlag, New York (2002).

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

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., 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.

Dalthorp, D., Madsen, L., Huso, M. M., Rabie, P. A., Wolpert, R., Studyvin, J., Simonis, J., & Mintz J. 2018. *GenEst statistical models—A generalized estimator of mortality, Techniques and Methods 7-A2*. Prepared in cooperation with Bureau of Land Management and the National Renewable Energy Laboratory. doi.org/10.3133/tm7A2

de Jong, J., Millon, L., Håstad, O., Victorsson, J. 2021. Activity Pattern and Correlation between Bat and Insect Abundance at Wind Turbines in South Sweden. *Animals* 11(11), 3269. doi.org/10.3390/ani11113269

del Valle J., Peralta F. & Arjona M. 2020. Factors affecting carcass detection at wind farms using dogs and human searchers. *J. Appl. Ecol.* 57, 1926–35.

- Dietz, C. & von Helversen, O. 2004. *Illustrated identification key to the bats of Europe*. Electronic Publication. Version 1.0. released 15.12.2004.
- Dudek, K., Dudek, M. & Tryjanowski, P. 2015. Wind turbines as overwintering sites attractive to an invasive lady beetle, *Harmonia axyridis* Pallas (Coleoptera: Coccinellidae). *The Coleopterists Bulletin* 69, 665–669.
- Duriez, O., Pilard, P., Saulnier, N, Boudarel, P. & Besnard, A. 2023. Windfarm collisions in medium-sized raptors: even increasing populations can suffer strong demographic impacts. *Animal Conservation* 26, 2. doi.org/10.1111/acv.12818
- Dürr, T. 2023a. *Bat fatalities at wind turbines in Europe*; sammanställning från 9 augusti 2023 från <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzswarte/arbeitschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/>
- Dürr, T. 2023b. *Bird fatalities at wind turbines in Europe*; sammanställning från 9 augusti 2023 från <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzswarte/arbeitschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/>
- Ekelund, S. 2015. *Sammanställning av undersökningar av fåglar, fladdermöss samt insekter*. Råpplinge vindkraftpark, Råpplinge kommun, Öland 2013-2014-2015.
- Eklöf, J. 2015. *Kontrollprogram för fladdermöss, Vindpark Lemnhult 2013–2015*.
- Ellerbrok J. S., Delius A., Peter F., Farwig N. & Voigt C. C. 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *J. Appl. Ecol.* 59, 2497–2506. doi.org/10.1111/1365-2664.14249
- Eurobats. Voigt C. C. m. fl. 2018. *Guidelines for consideration of bats in lighting projects*. EUROBATS Publication Series No 8.
- Erickson, W. P., Wolfe, M. M., Bay, K. J., Johnson, D. H. & Gehring, J. L. 2014. A comprehensive analysis of small passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities. *PLoS ONE* 9(9), e107491. doi:10.1371/journal.pone.0107491
- Eriksson, A. & Litsgård, F. 2016. *Kontrollprogram av fladdermöss vid vindkrafts-anläggning Fredriksdal – redovisning av undersökningar 2013–2015*. På uppdrag av Bixia ProWin AB.
- Falkdalen, U., Falkdalen Lindahl, L. & Nygård, T. 2013. *Fågelundersökning vid Storruns vindkraftsanläggning, Jämtland*. Naturvårdsverket, Rapport 6574.
- Fernández-Bellon, D., Wilson, M. W., Irwin, S. & O’Halloran, J. 2019. Effects of development of wind energy and associated changes in land use on bird densities in upland areas. *Conservation Biology* 33, 413–422. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x
- Garvin, J. C., Simonis, J. L., Taylor, J. L. 2024. Does size matter? Investigation of the effect of wind turbine size on bird and bat mortality. *Biological Conservation* 291, 2024. doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110474
- Gaultier, S. O., Lilley, T. M., Vesterinen, E. J. & Brommer, J. E. 2023. The presence of wind turbines repels bats in boreal forests. *Landscape and Urban Planning* 231, 169-2046.

- Georgiakakis, P., Kret, E., Carcamo, B., Doutou, B., Kafkaletou-Diez, A., Vasilakis, D. & Papadatou, E. 2012. Bat fatalities at wind farms in northeastern Greece. *Acta Chiropterologica* 14, 459–468.
- Gorman, K. M., Barr, E. L., Ries, L., Nocera, T. & Ford, W. M. 2021. Bat activity patterns relative to temporal and weather effects in a temperate coastal environment. *Global Ecology and Conservation* e01769.
- Grof-Tisza, P. Steel, Z. Cole, E. M., Holyoak, M., Karban, R. 2017. Testing predictions of movement behaviour in a hilltopping moth. *Anim. Behav.* 133, 161–168.
- Guest, E. E., Stamps, B. F., Durish, N. D., Hale, A. M., Hein, C. D., Morton, B. P., Weaver, S. P. & Fritts, S. R. 2022. An Updated Review of Hypotheses Regarding Bat Attraction to Wind Turbines. *Animals* 12, 343. doi.org/10.3390/ani12030343
- 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 16th International Bat Research Conference and 43rd North American Symposium on Bat Research, San José, Costa Rica, p. 64.
- Hartig F. 2022. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. Theoretical Ecology, University of Regensburg website, 2022-09-08.
- Hayes, M. A. 2013. Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities. *BioScience* 63, 975–979.
- Hendel, A-L., Winiger, N., Jonker, M., Zielewska-Büttner, K., Ganz, S. Adler, P. & Braunisch, V. 2023. Bat habitat selection reveals positive effects of retention forestry. *Forest Ecology and Management* 531, 120783. doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120783
- 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.
- Jansson, S., Malmqvist, E., M. Brydegaard, Åkesson, S & Rydell, J. 2020. A Scheimpflug lidar used to observe insect swarming at a wind turbine, *Ecological Indicators* 117, 106578.
- 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.
- 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
- 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. 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 315–324.
- Lawson, M., Jenne, D., Thresher, R., Houck, D., Wimsatt, J., Straw B. 2020. An investigation into the potential for wind turbines to cause barotrauma in bats. *PLoS ONE* 15(12), e0242485. doi.org/10.1371/journal.pone.0242485

Leroux, C., Kerbiriou, C., Le Viol, I., Valet, N. & Barré, K. 2022. Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. *J. Appl. Ecol.* 59, 2142–2153.

Lloyd, J.D., Butryn, R., Pearman-Gillman, S. & Allison, T.D. 2023. Seasonal patterns of bird and bat collisions fatalities at wind turbines. *PLoS ONE* 18(5): e0284778. doi.org/10.1371/journal.pone.0284778

Măntoiu, D. Ş., Kravchenko, K., Lehnert, L. S., Vlaschenko, A., Moldovan, O. T., Mirea, I. C., Stanciu, R.C., Zaharia, R., Popescu-Mirceni, R., Nistorescu, M. C., & Voigt, C. C. 2020. Wildlife and infrastructure: impact of wind turbines on bats in the Black Sea coast region. *European Journal of Wildlife Research* 66, 1–13.

Mark- och miljööverdomstolen, Svea Hovrätt. 2020. Dom 2020-10-20. *Mål nr M10548-19*.

Mathews F., Swindells M., Goodhead R., m.fl. 2013. Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: a blinded randomized trial. *Wildl. Soc. Bull.* 37, 34–40.

Melcon, M. L., Denzinger, A. & Schnitzler, H-U. 2007. Aerial hawking and landing: Approach behaviour in Natterer's bats, *Myotis nattereri* (Kuhl 1818). *J. Exp. Biol.* 210, 4457–4464.

Millon, L. 2022. *Fauna responses to infrastructure projects and offset measures: a case study with onshore wind energy*. Doctoral thesis. Museum National D'histoire Naturelle.

Muthersbaugh, M. S., Ford, W. M., Powers, K. E. & Silvis, A. 2019. Activity Patterns of Bats During the Fall and Spring Along Ridgelines in the Central Appalachians. *Journal of Fish and Wildlife Management* 10 (1): 180–195.

MÖD 2017. Mark- och miljööverdomstolen dom 2017-11-06 i *mål nr M 3892-17*.

Ottvall, R. & Rydberg-Hedén, M. 2022. *Kontrollprogram fåglar och fladdermöss 2020–2021 i vindkraftpark Bäckhammar*. Rapport framtagen åt Eolus Vind.

Paula J., Leal M. C., Silva M. J., Mascarenhas R., Costa H. & Mascarenhas M. 2011. Dogs as a tool to improve birdstrike mortality estimates at wind farms. *J. Nat. Conserv.* 19, 202–8.

Pettersson, S. 2018. *Kontrollprogram fladdermöss vid Kvilla vindpark, Torsås kommun, 2015–2017*. Rapport till Green Extreme AB, Göteborg.

Pettersson, S. 2020. *Förlängt kontrollprogram avseende fladdermöss vid Kvilla vindpark, slutrapport 2 av 2*. Rapport till Windevo AB.

Pettersson, S. 2024. *Slutrapport för Kontrollprogram fladdermöss vid Zinkgruvans vindpark, Askersunds och Motalas kommuner, 2019–2023*. Rapport på uppdrag av Cee Vindkraft Zinkgruvan AB.

Printz, L., Tschapka, M., Vogeler, A. 2021. The common noctule bat (*Nyctalus noctula*): population trends from artificial roosts and the effect of biotic and abiotic parameters on the probability of occupation. *Journal of Urban Ecology* 7, 1. doi.org/10.1093/jue/juab033

- Rehling, F., Delius, A., Ellerbrok, J., Farwig, N. & Peter, F. 2023. Wind turbines in managed forests partially displace common birds. *Journal of Environmental Management* 328. doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116968
- Reimer, J., Baerwald, E. F. & Barclay, R. M. R. 2010. Diet of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats while migrating through south-western Alberta in late summer and autumn. *American Midland Naturalist* 164, 230–237.
- Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S. & Voigt, C. C. 2022. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. *Journal of Environmental Management* 310, 114715. doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715
- Reusch, C., Paul, A. A., Fritze, M., Kramer-Schadt, S. & Voigt, C. C. 2023. Wind energy production in forests conflicts with tree-roosting bats. *Current Biology* 33, 737–743.
- Richardson, S. M., Lintott, P. R., Hosken, D. J., Economou, T. & Mathews, F. 2021. Peaks in bat activity at turbines and the implications for mitigating the impact of wind energy developments on bats. *Scientific Reports* 11, 3636. doi.org/10.1038/s41598-021-82014-9
- Rodrigues L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J. m.fl. 2014. *Guidelines for consideration of bats in wind farm projects*. Revision 2014. Eurobats Publication series No. 6.
- Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y. & Voigt, C. 2016. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports* 6, 28961. doi: 10.1038/srep28961
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. & Hedenström, A. 2010. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56, 823–827. doi:10.1007/s10344-010-0444-3
- 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., Bogdanowicz, W., Boonman, A., Pettersson, S., Suchecka, E. & Pomorski, J. J. 2016. Bats may eat diurnal flies that rest on wind turbines. *Mammalian Biology* 81(3), 331–339. doi.org/10.1016/j.mambio.2016.01.005
- Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, J., Green, M. 2017. *Vindkraftens påverkan på fladdermöss och fåglar – uppdaterad syntesrapport 2017*. Naturvårdsverket, rapport 6740.
- Rydell, J., Pettersson, S. & Green, M. 2018. *Nordfladdermus och barbastell – Hänsyn vid etablering och drift av vindkraftverk*. Naturvårdsverkets rapport 6827.
- Rydell, J. (2020). MÖD. M10548-19. Akt-bilaga 19.
- Rydell, J., Elfström, M., Eklöf, J. & Sánchez-Navarro, S. 2020. Dramatic decline of northern bat *Eptesicus nilssonii* in Sweden over 30 years. *Royal Soc Open Sci*. doi.org/10.1098/rsos.191754
- Sánchez-Navarro, S., Rydell, J. & Ibáñez, C. 2019. Bat fatalities at wind-farms in the lowland Mediterranean of southern Spain. *Acta Chiropterologica* 21, 349–358.

Sánchez-Navarro, S., Gálvez-Ruiz, D., Rydell, J. & Ibáñez, C. 2023. High bat fatality rates estimated at wind farms in southern Spain. *Acta Chiropterologica* 25(1), 125–134. doi: 10.3161/15081109ACC2023.25.1.007

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.

Smallwood K. S., Bell D. A. & Standish S. 2020. Dogs detect larger wind energy effects on bats and birds. *J. Wildl. Manag.* 84, 852–64.

Sniffer Dogs. www.snifferdogs.se

Svensk Vindenergi. 2023. www.svenskvindenergi.org

Taubmann, J., Coppes, J. & Andrén, H. 2021. *Capercaillie and wind energy. An international research project.* Rapport 6977, Naturvårdsverket.

Therkildsen, O., R. & Elmeros, M. 2017. *Second Year Post-Construction Monitoring of Bats And Birds at Wind Turbine Test Centre Østerild.* Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Aarhus University, Department of Bioscience.

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.

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., Roeleke, M., Marggraf, L., Pētersons, G. & Voigt-Heucke, S. L. 2017. Migratory Bats Respond to Artificial Green Light with Positive Phototaxis. *PLoS ONE* 12 (5), e0177748. doi: 10.1371/journal.pone.0177748.

Voigt, C. C., Rehnig, K., Lindecke, O., & Pētersons, G. 2018. Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. *Ecol. Evol.* 8, 9353–9361.

Voigt, C. C., Kaiser, K., Look, S., Scharnweber, K. & Scholz, C. 2022. Wind turbines without curtailment produce large numbers of bat fatalities throughout their life-time: A call against ignorance and neglect. *Global Ecology and Conservation* Vol. 37.

Whitby M. D., Schirmacher M. R. & Frick W. F. 2021. *The state of the science on operational minimization to reduce bat fatality at wind energy facilities.* A report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International, Austin, TX; 2021. Available at www.batsandwind.org.

Young, D. P., Bay, K., Nomani, S. & Tidhar, W. L. 2011. *NedPower Mount Storm Wind Energy Facility Post-Construction Avian and Bat Monitoring: July–October 2010.* Western EcoSystems Technology, Inc, Cheyenne, Wyoming.

Zimmerling, J. R. & Francis, C. M. 2016. Bat mortality due to wind turbines in Canada. *Journal of Wildlife Management.* doi:10.1002/jwmg.21128

Bilaga 1.

Fladdermusaktivitet

Under perioden 2021–2023 har inspelningar gjorts under totalt 4 009 boxnätter fördelat mellan 1 391 nätter under 2021, 980 under 2022 samt 1 638 under 2023. Totalt gjordes under den perioden 33 640 fladdermusregistreringar, vilka ingår i analysen. Detta betyder inte att 33 640 individer registrerats då vissa individer kan passera en inspelningsbox många gånger, men det ger en bild av aktiviteten i ett område.

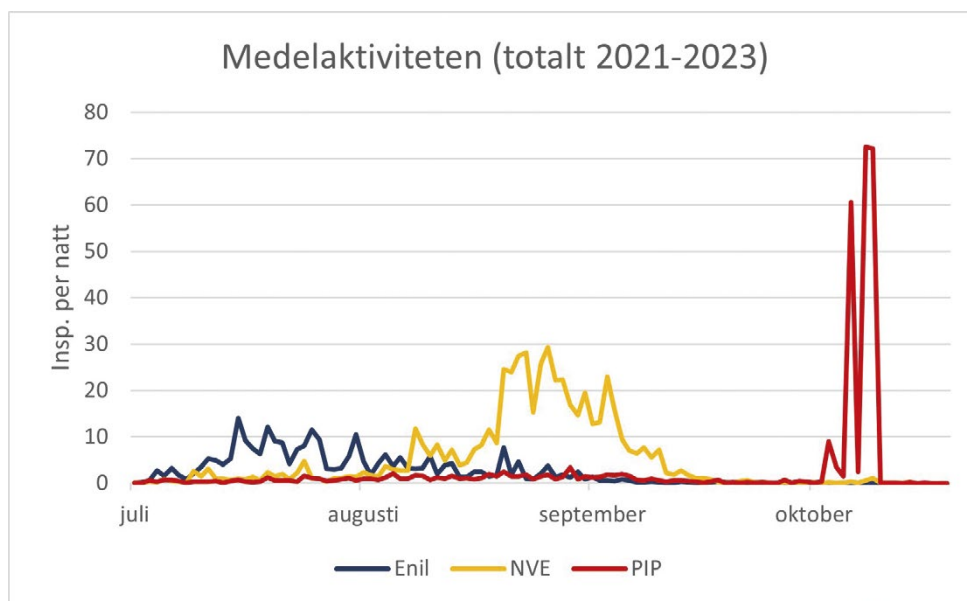
För hela perioden ser resultatet ut som följer:

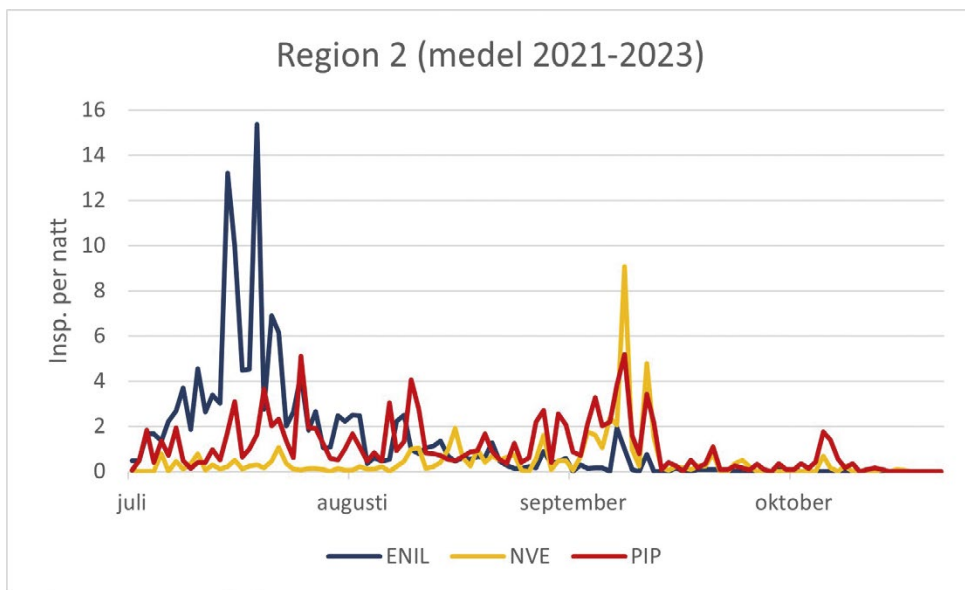
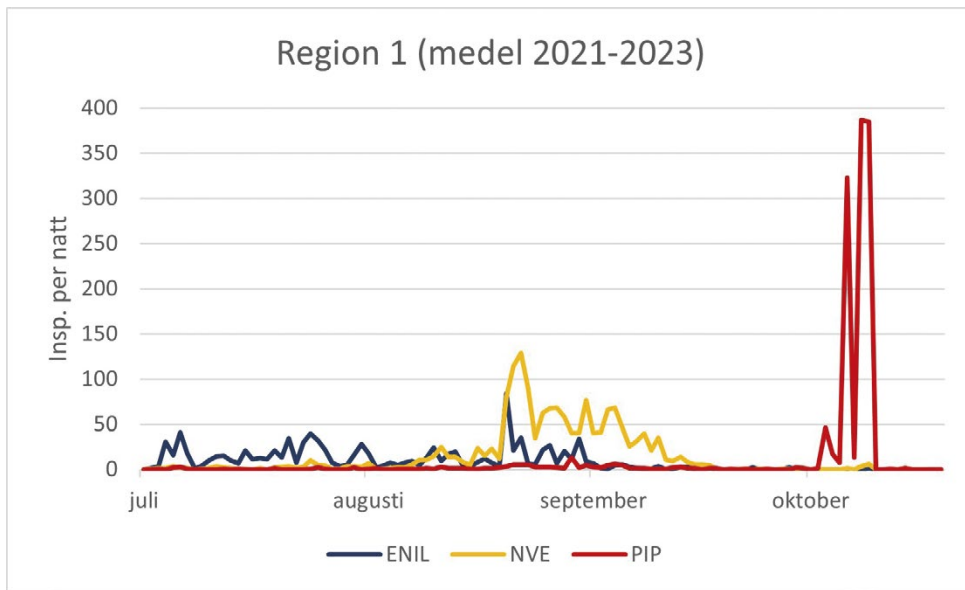
Totalt antal inspelningar							
Region	År	Antal verk	Antal nätter	Nord-fladdermus	Nyctaloid	Pipistrell	Totalt
1	2021	1	57	298	2 101	89	2 488
2	2021	6	537	1 681	506	1 258	3 445
3	2021	2	40	1 015	103	17	1 135
4	2021	4	354	599	879	120	1 598
5	2021	4	403	901	12	3	916
1	2022	1	41	144	2 075	3 392	5 611
2	2022	4	294	203	73	289	565
3	2022	2	152	286	321	373	980
4	2022	3	267	845	839	114	1 798
5	2022	3	226	1 312	22	187	1 521
1	2023	3	276	1 386	6 681	714	8 781
2	2023	6	604	645	219	517	1 381
3	2023	3	330	795	376	310	1 481
4	2023	3	259	755	457	67	1 279
5	2023	2	169	432	183	46	661
1–5	2021–2023	47	4 009	11 297	14 847	7 496	33 640

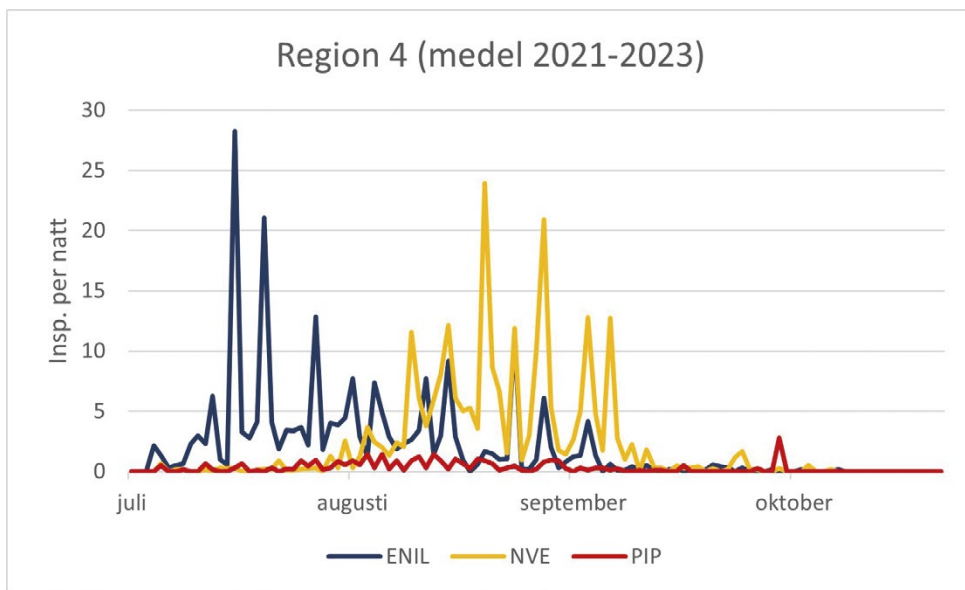
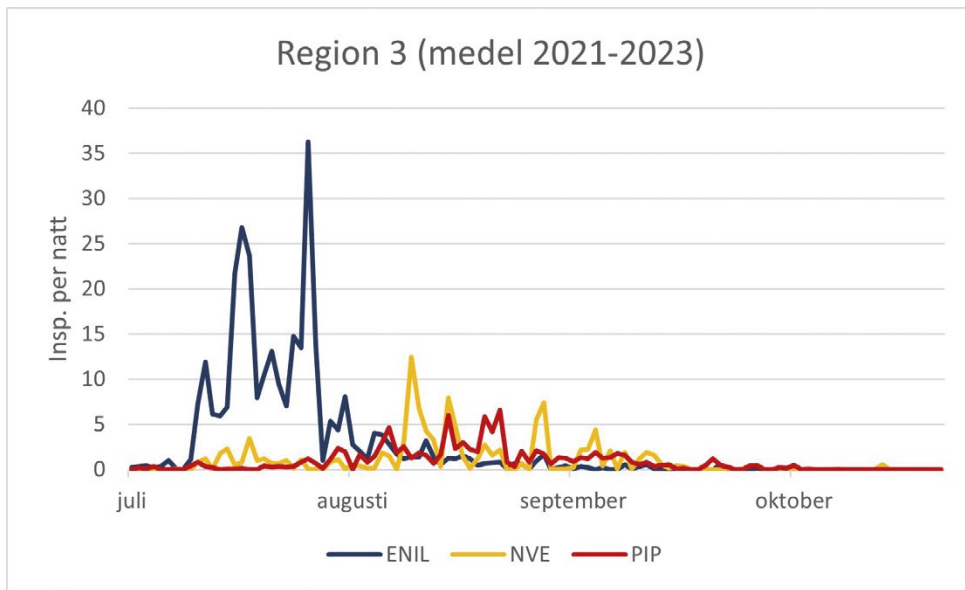
Ett annat sätt att se på samma data är att redovisa hur aktiviteten ser ut per natt:

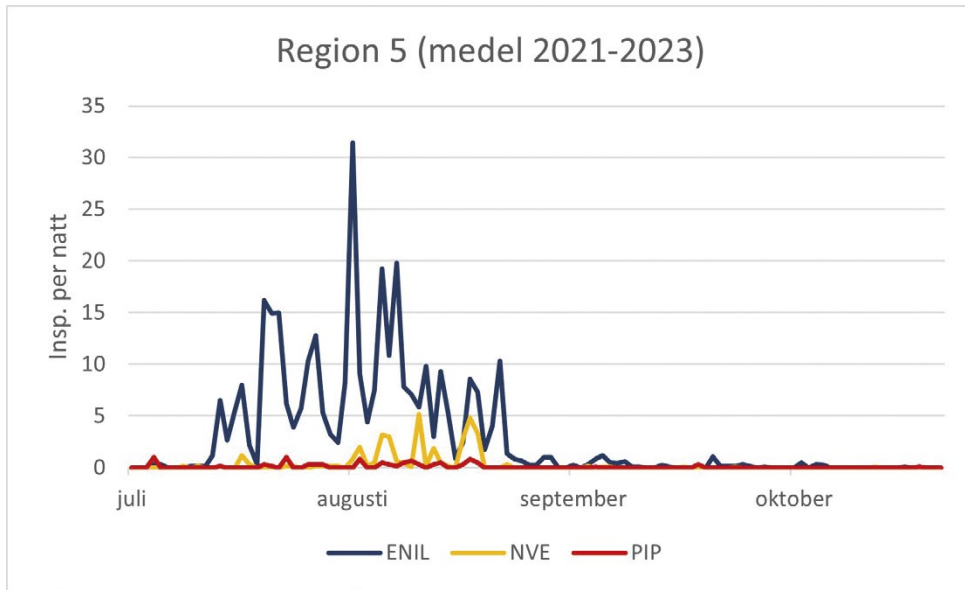
Antal inspelningar per natt				Nordfladdermus		Nyctaloid		Pipistrell		Totalt	
Region	År	Antal verk	Antal nätter	Medel	Median	Medel	Median	Medel	Median	Medel	Median
1	2021	1	57	5,23	-	55,29	-	1,56	-	35,41	-
2	2021	6	537	3,29	2,78	1,33	0,72	2,50	2,55	6,74	6,53
3	2021	2	40	24,77	24,77	1,69	1,69	0,41	0,41	27,71	27,71
4	2021	4	354	2,08	1,74	2,09	2,04	0,40	0,38	5,24	5,14
5	2021	4	403	2,23	1,98	0,03	0,03	0,01	0,01	2,26	2,04
1	2022	1	41	3,51	-	50,61	-	82,73	-	136,85	-
2	2022	4	294	1,24	0,46	0,46	0,17	1,88	0,49	3,37	1,30
3	2022	2	152	1,88	1,88	1,98	1,98	2,45	2,45	6,45	6,45
4	2022	3	267	3,14	2,51	3,43	3,18	0,42	0,40	6,70	5,97
5	2022	3	226	5,76	7,37	0,09	0,07	7,35	0,15	6,73	7,62
1	2023	3	276	5,10	4,31	24,96	15,27	2,62	2,35	30,87	30,77
2	2023	6	604	1,19	0,91	0,40	0,33	0,82	0,54	2,38	1,94
3	2023	3	330	2,41	1,13	1,19	1,49	0,94	1,22	4,49	4,21
4	2023	3	259	3,20	2,50	1,91	2,67	0,24	0,11	4,99	5,36
5	2023	2	169	2,57	2,88	1,01	1,01	0,22	0,28	3,96	3,96

Perioden som analyserats är juli till oktober och om vi låter datum styra ser vi resultatet i diagram nedan.









Den totala registrerade aktiviteten och artfördelningen per inspelningsplats följer nedan:

Område	År	Vindpark	Verk	Start	Stopp	Antal nätter	Enil	Eser	NVE (< 25 kHz)	Nnoc	Nsp	Pnat	Ppip	Ppyg	Vmur	Bbar	Msp	Mmyo	Mnat	Paur	Totalt
1	2021	Vindpark 3	3	2021-07-13	2021-09-08	57	298	2	694	1396		7		82	9	10	381		1	23	2903
2	2021	Vindpark 5	5	2021-07-08	2021-09-27	38	63		6	23		1		114	8	6	11			2	234
2	2021	Vindpark 5	12	2021-07-08	2021-10-11	32	322		18	54				151	8	9	19		1	15	597
2	2021	Vindpark 7	6	2021-07-08	2021-11-01	116	289		23	30				385	5	1	35			3	771
2	2021	Vindpark 7	12	2021-07-08	2021-09-23	77	584		14	42		1		319	16	30	78		5	9	1098
2	2021	Vindpark 6	21	2021-07-06	2021-11-01	118	361	13	46	97		2		243	35	68	103			26	994
2	2021	Vindpark 6	28	2021-07-09	2021-11-01	115	62	3	26	26		2	40		13	4	20			1	197
3	2021	Vindpark 8	7	2021-07-14	2021-08-02	19	242		8	6				1	17		17		1	4	296
3	2021	Vindpark 8	16	2021-07-14	2021-08-04	21	773		4	25				16	43		58			4	923
4	2021	Vindpark 11	1	2021-07-07	2021-10-08	55	156		64	84		1		25	11		41			8	390
4	2021	Vindpark 11	5	2021-07-08	2021-10-20	104	251		91	236		1		80	32		110		1	18	820
4	2021	Vindpark 10	3	2021-07-18	2021-11-01	106	80		40	53				6	2	1	13			3	198
4	2021	Vindpark 10	12	2021-07-18	2021-11-01	106	112		69	194				7	3		36		1	17	439
5	2021	Vindpark 12	2	2021-07-22	2021-11-01	102	211							1	4		27			3	246
5	2021	Vindpark 12	5	2021-07-22	2021-11-01	102	192								1		30			1	224
5	2021	Vindpark 13	1	2021-07-22	2021-11-03	104	318					1				1	84		1	12	417
5	2021	Vindpark 13	5	2021-07-24	2021-11-03	95	180					1			4		43			13	243
1	2022	Vindpark 2	1	2022-10-05	2022-11-04	30			1	3		10		301		1537	706			1	2559
1	2022	Vindpark 4	6	2022-08-24	2022-10-04	41	144	1	530	1515		10	1	3381	29	7	15			2	5635
2	2022	Vindpark 5	5	2022-07-06	2022-10-03	89	57		11	31				56		2	16		1	5	179
2	2022	Vindpark 5	12	2022-07-06	2022-08-03	28	109		4	3		5		170			25			1	317
2	2022	Vindpark 7	12	2022-07-06	2022-10-03	89	12							32							44
2	2022	Vindpark 6	28	2022-07-06	2022-10-02	88	25		10	14				26							75
3	2022	Vindpark 9	10	2022-07-20	2022-10-04	76	123	9	58	109		3		251		24	182		1	22	782
3	2022	Vindpark 9	15	2022-07-20	2022-10-04	76	163	1	62	81		1		118	1		31			12	470
4	2022	Vindpark 11	1	2022-07-16	2022-10-12	88	221		181	99				24			55			5	585
4	2022	Vindpark 11	5	2022-07-16	2022-10-12	88	154	1	112	65		1		34	3		53				423

Område	År	Vindpark	Verk	Start	Stopp	Antal nätter	Enil	Eser	NVE (< 25 kHz)	Nnoc	Nsp	Pnat	Ppip	Ppyg	Vmur	Bbar	Msp	Mmyo	Mnat	Paur	Totalt
4	2022	Vindpark 10	12	2022-07-05	2022-10-04	91	470		195	159		3		52	24		33			13	949
5	2022	Vindpark 12	5	2022-07-16	2022-10-17	93	705		1	1				2			37			4	750
5	2022	Vindpark 13	1	2022-07-16	2022-09-28	74	172			3					1		461			23	660
5	2022	Vindpark 13	5	2022-07-15	2022-10-08	59	435		13	1				9	2		194			10	664
1	2023	Vindpark 1	B04	2023-07-25	2023-10-18	85	318	2	624	617	2	16		70	22	8	127	1	46	42	1895
1	2023	Vindpark 1	C04	2023-07-25	2023-10-16	83	602	4	541	970	5	12		362	58	17	194	1	48	42	2856
1	2023	Vindpark 4	6	2023-07-06	2023-10-22	108	466	2	709	3100		9		245	25		5			8	4569
2	2023	Vindpark 5	5	2023-07-04	2023-10-23	109	50		18	19		1		63	5	2	27		2	4	191
2	2023	Vindpark 5	12	2023-07-04	2023-09-08	51	126		5	9				25	6	1	10			1	183
2	2023	Vindpark 7	6	2023-07-04	2023-10-23	111	151		15	28				72	6		39		1	3	315
2	2023	Vindpark 7	12	2023-07-04	2023-10-23	111	261		17	52		1		336	7	1	23		1	12	711
2	2023	Vindpark 6	21	2023-07-04	2023-10-23	111	43		2	20				11	2		1				79
2	2023	Vindpark 6	28	2023-07-04	2023-10-23	111	14		3	3				8	2						30
3	2023	Vindpark 8	16	2023-07-04	2023-10-22	110	78		19	15				1	7					1	121
3	2023	Vindpark 9	10	2023-07-04	2023-10-22	110	124		47	105		1		174	12		28			2	493
3	2023	Vindpark 9	15	2023-07-04	2023-10-22	110	593		66	80		2		132	25	3	56			9	966
4	2023	Vindpark 11	5	2023-07-07	2023-10-16	101	253	6	82	144		3		47	52		122		3	13	725
4	2023	Vindpark 10	3	2023-07-08	2023-10-16	100	215	1	54	63				11	37		11		1	4	397
4	2023	Vindpark 10	12	2023-07-07	2023-10-16	58	287			1		1		5	17		7			1	319
5	2023	Vindpark 12	5	2023-07-10	2023-10-11	87	196		4			1			3		145		1	3	353
5	2023	Vindpark 13	5	2023-07-05	2023-10-07	82	236		55	101		2		43	20		124		9	14	604
Total						4015	11297	45	4544	9677	7	99	41	7491	578	1731	3833	2	125	419	39889

Bilaga 2. Fynd fladdermöss

Samtliga funna kadaver av fladdermöss vid eftersök med hund.

Art	Region 1	Region 2	Region 3	Region 4	Region 5	Region 6	Totalt
Större brunfladdermus	28	1	1	2			32
Nordfladdermus	7	6	3	9	1		26
Gråskimlig fladdermus	3						3
Dvärgpipistrell	7	8	2				17
Trollpipistrell	6						6
Obestämd pipistrell	11						11
Obestämd fladdermus	2	2		1	1		6
Totalt	64	17	6	12	2	0	101

Bilaga 3. Fynd fåglar

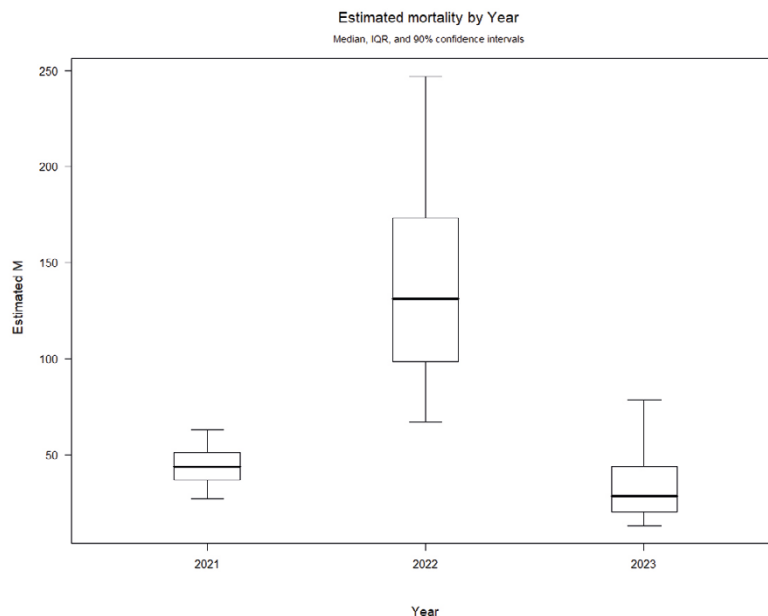
Funna fågelkadaver vid eftersök med hund. Fynd i referensytor gjordes inte under vindkraftverk.

Art	Referensyta	Region 1	Region 2	Region 3	Region 4	Region 5	Region 6	Totalt
Gräsand	1	1						2
Kungsörn							1	1
Ormvråk		1	1		1			3
Sparvhök		1			2			3
Duvhök		1		1				2
Obestämd rovfågel		1						1
Röd glada		2						2
Havsörn		2						2
Orre						2		2
Tjäder				1		1	4	6
Järpe						1		1
Morkulla		2	5	2		2		11
Skrattmåås			2					2
Ringduva	2	1	3	7	1	3	3	20
Tornseglare		10	4	2	6			22
Större hackspett	1	1						2
Ladusvala						1		1
Korp		1		1				2
Obestämd kråkfågel			1					1
Skata							2	2
Nötskrika	1						1	2
Talgoxe		1						1
Trädkrypare			1					1
Rödvingetrast							1	1
Taltrast		2	1	2		1		6
Koltrast	1	2		2				5
Dubbeltrast						1		1
Rödhake				1	3	1		5
Svarthätta		1						1
Lövsångare		1						1
Trädpiplärka		2	2	1				5
Törnskata			1	1				2
Bofink		1			3			4
Gulspärvar							1	1
Obestämd tätting		3	4					7
Obestämd fågel			1	2				3
Totalt	6	37	26	23	16	13	13	134

Bilaga 4. Dödlighet fladdermöss

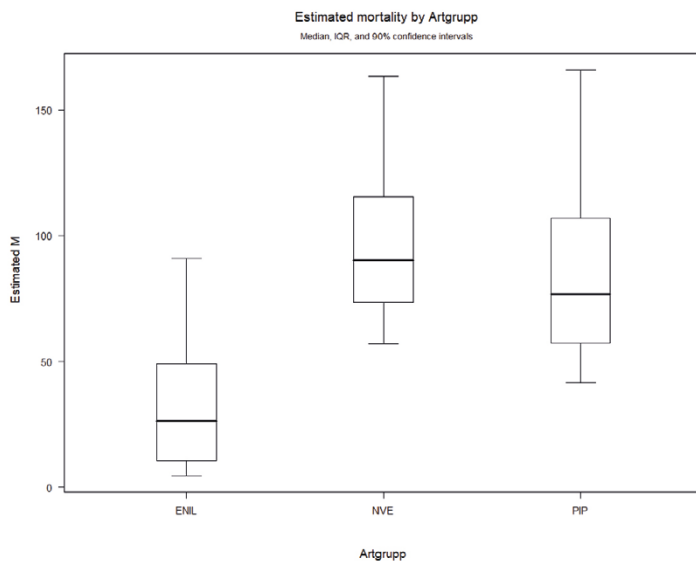
I analysen tillämpade vi ett statistiskt program-paket ('Package') kallat 'GenEst' och titulerat som Generalized Mortality Estimator, 2023, Version 1.4.9 (Dalthorp m.fl. 2018). I programmet beräknades sannolikheten för att ett kadaver ligger kvar som en funktion av antal dygn som passerar, baserat på våra kadaverutlägg. Vidare inkluderades andelen inventerad yta av varje verksplats i analysen. I analysen genomfördes 1000 simuleringar och fördelningen log-normal tillämpades, utifrån validering. Tillsammans med vår konservativt antagna sökeffektivitet på 85 procent beräknade vi sannolikheten att kunna återfinna kadaver vid varje söktilfälle utifrån antalet dagar mellan att kadavereftersöken genomfördes vid respektive vindkraftsverk. Därefter uppskattade vi den totala dödligheten baserat på våra kadaverfynd vid respektive verk, vindpark och region. Vi genomförde 10 000 simuleringar vid uppskattning av total dödlighet och felmarginaler. Varje region analyserades separat och därtill genomfördes analyser separat för oreglerade verk, reglerade verk samt referensytor. Den uppskattade dödligheten gjordes för åren 2021, 2022 och 2023 sammanslaget.

Region 1: Beräknad dödlighet för 13 oreglerade verk per år



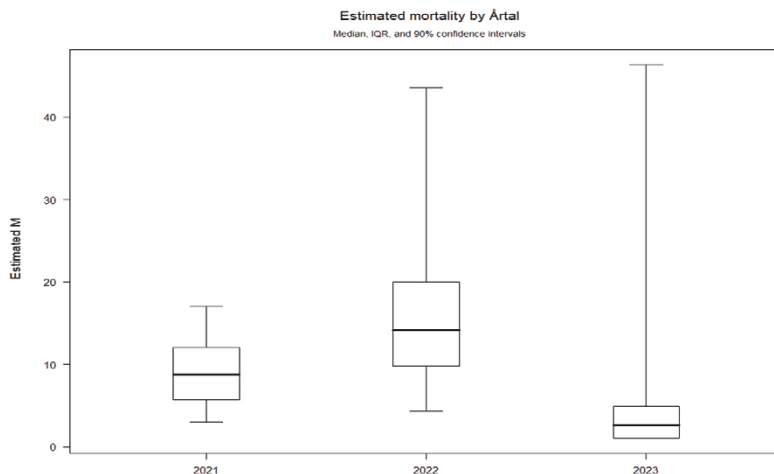
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 13 oreglerade verk inom region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-17 och 2021-09-15, mellan 2022-07-17 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-22.

Region 1: Beräknad dödlighet per artgrupp, 13 oregerade verk



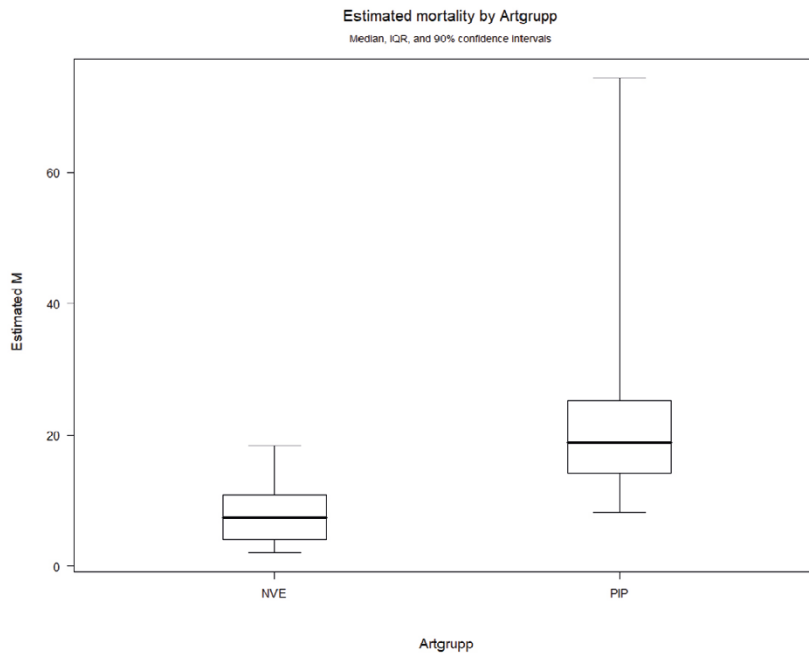
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper under åren 2021 till 2023 för 13 oregerade verk inom region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-17 och 2021-09-15, mellan 2022-07-17 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-22. Fladdermöss kategoriserades inom artgrupperna nordfladdermus (ENIL), nyctaloider (NVE) och pipistreller (PIP).

Region 1: Beräknad dödlighet för fem driftreglerade verk per år



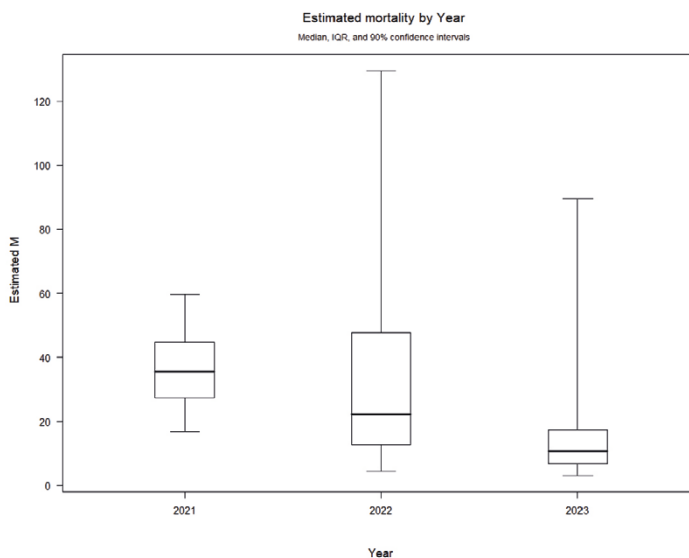
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för fem reglerade verk inom region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-25 och 2021-09-01, mellan 2022-07-23 och 2022-09-15, samt mellan 2023-08-07 och 2023-09-23.

Region 1: Beräknad dödlighet per artgrupp, fem driftreglerade verk



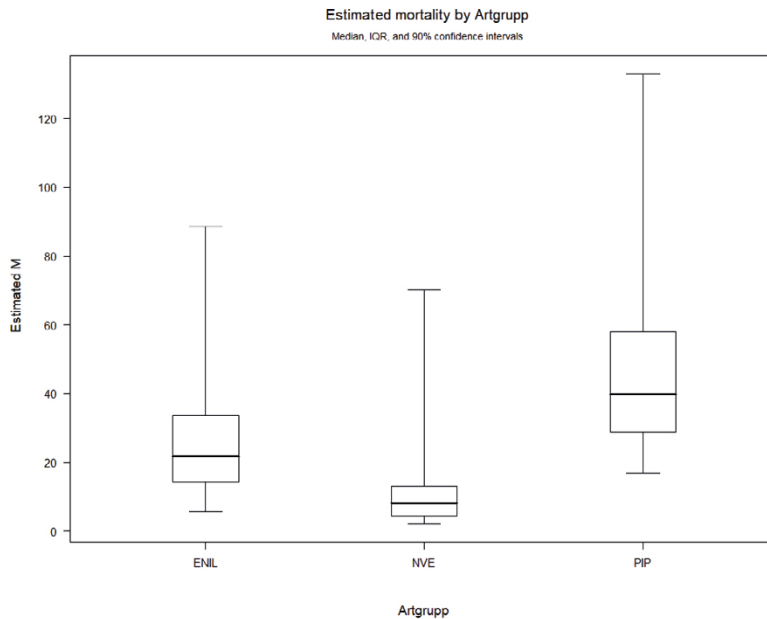
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper åren 2021 till 2023 för fem driftreglerade verk i region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-25 och 2021-09-01, mellan 2022-07-23 och 2022-09-15, samt mellan 2023-08-07 och 2023-09-23. Fladdermöss kategoriserades som nyctaloider (NVE) och pipistreller (PIP).

Region 2: Beräknad dödlighet för 23 oregerade verk per år



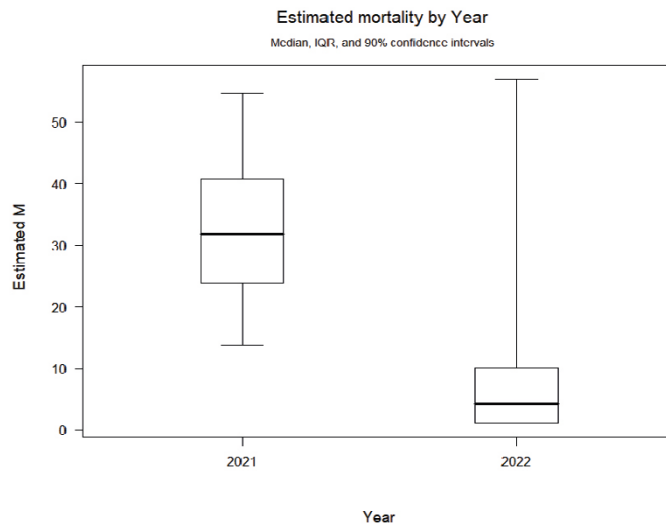
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 23 oregerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10, mellan 2022-07-15 och 2022-09-24, samt mellan 2023-07-12 och 2023-09-28.

Region 2: Beräkning dödliggheit per artgrupp, 23 oreglerade verk



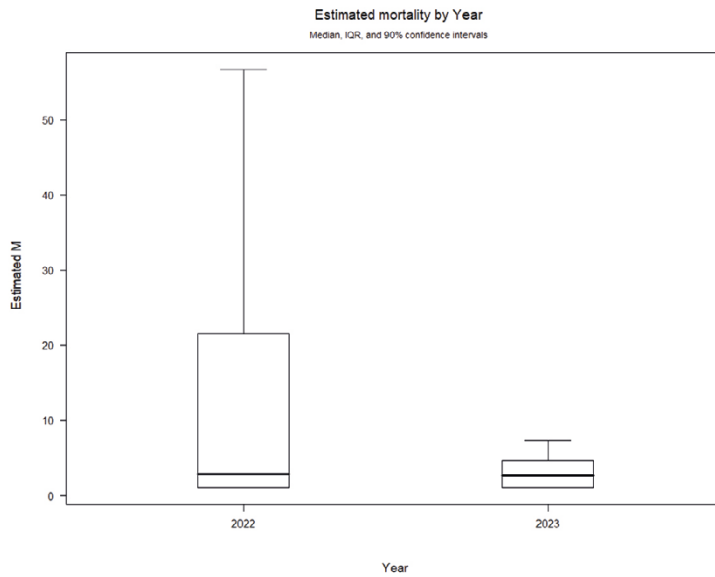
Uppskattad total dödliggheit fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för 23 oreglerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10, mellan 2022-07-15 och 2022-09-24, samt mellan 2023-07-12 och 2023-09-28. Fladdermöss kategoriserades inom artgrupperna nordfladdermöss (ENIL), nyctaloider (NVE) och pipistreller (PIP).

Region 2: Beräkning dödliggheit för nio driftreglerade verk per år



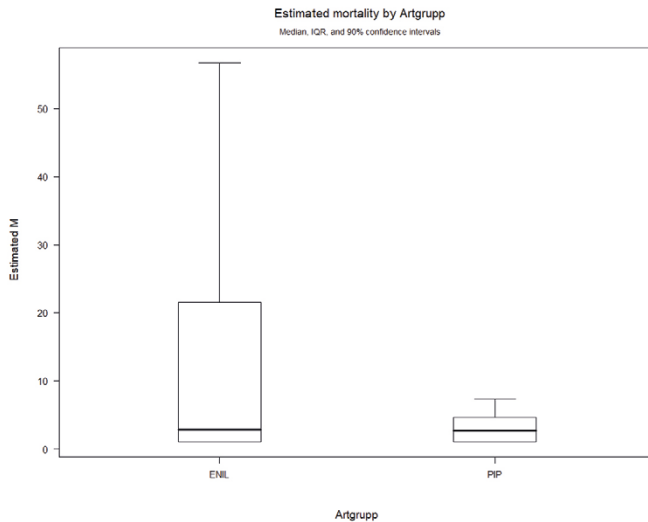
Uppskattad total dödliggheit fördelad mellan åren 2021 och 2022 för nio reglerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10 och 2022-08-04 och 2022-09-24.

Region 3: Beräknad dödlighet för elva oreglerade verk per år



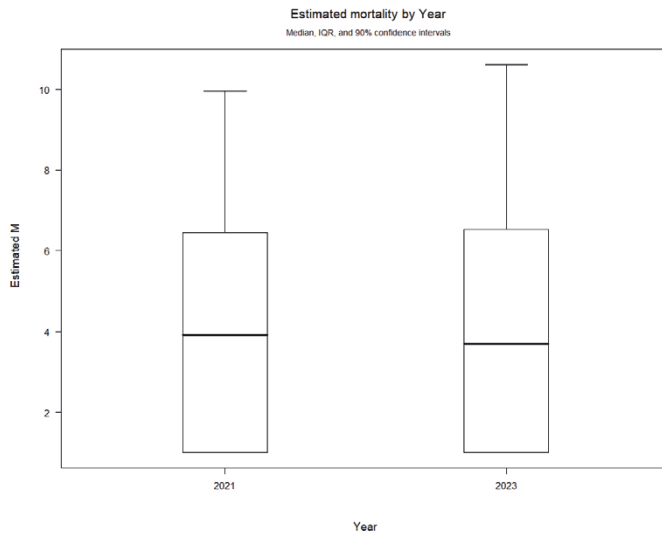
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2022 och 2023 för elva oreglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2022-07-16 och 2022-09-30, samt mellan 2023-07-16 och 2023-09-24.

Region 3: Beräknad dödlighet per artgrupp, elva oreglerade verk



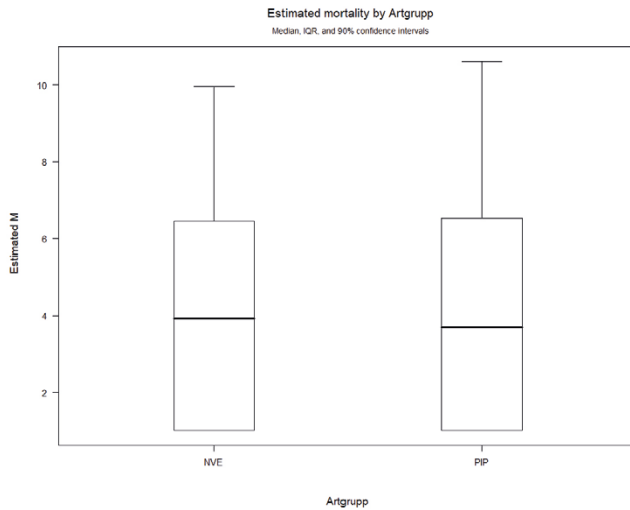
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 till 2023 för elva oreglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-28 och 2021-09-04, mellan 2022-07-16 och 2022-09-30, samt mellan 2023-07-16 och 2023-09-24. Fladdermöss kategoriserades inom artgrupperna nordfladdermöss (ENIL) och pipistreller (PIP).

Region 3: Beräknad dödlighet för tio driftreglerade verk per år



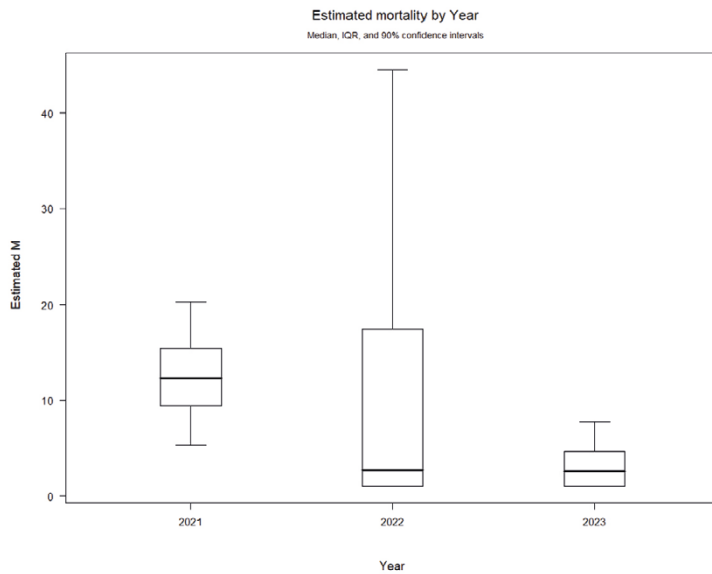
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för tio reglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-29 och 2021-09-04, samt mellan 2023-07-15 och 2023-09-25.

Region 3: Beräknad dödlighet per artgrupp, tio driftreglerade verk



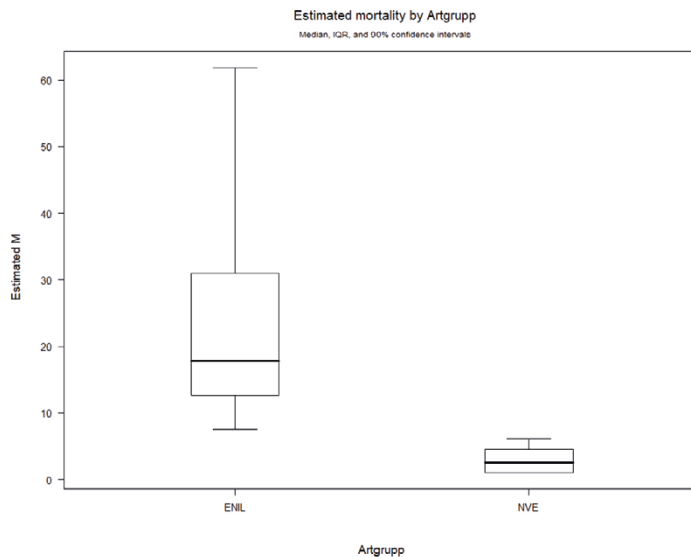
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för tio reglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-29 och 2021-09-04, mellan 2022-07-16 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-15 och 2023-09-25. Fladdermöss kategoriserades inom artgrupperna nyctaloider (NVE) och pipistreller (PIP).

Region 4: Beräknad dödlighet för 13 oreglerade verk per år



Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 13 oreglerade verk inom region 4. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-20 och 2021-08-31, mellan 2022-08-03 och 2022-09-06, samt mellan 2023-07-18 och 2023-09-15.

Region 4: Beräknad dödlighet per artgrupp, 13 oreglerade verk



Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för 13 oreglerade verk inom region 4. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-20 och 2021-08-31, mellan 2022-08-03 och 2022-09-06, samt mellan 2023-07-18 och 2023-09-15. Fladdermöss kategoriserades inom artgrupperna nordfladdermöss (ENIL) och nyctaloider (NVE).

Region 4: Beräknad dödlighet per artgrupp, sju driftreglerade verk

Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2022 och 2023 för sju reglerade verk inom region 4. Tidsperioderna avser mellan 2022-08-03 och 2022-09-06, samt mellan 2023-07-18 och 2023-09-15. Endast ett kadaver av fladdermöss observerades, tillhörande ENIL under augusti 2023. Därav kunde inte dödlighet uppskattas per olika år eller artgrupper för region 4 vid reglerade verk.

Region 5: Beräknad dödlighet endast för en artgrupp, 12 oreglerade verk

Tidsperioderna avser mellan 2021-07-22 och 2021-09-24, mellan 2022-07-22 och 2022-09-21, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-21. Totalt 12 oreglerade vindkraftsverk inventerades efter kadaver. Endast 1 kadaver av fladdermöss observerades, tillhörande ENIL under början av augusti 2022 (därav finns ingen figur att redovisa).

Region 6: Ingen beräknad dödlighet, 19 oreglerade verk

Det förekommer inga observationer av kadaver från fladdermöss för region 6 (Sidensjö för 2021–2022 och 2023, och Bliekevaare för endast år 2023). Kadaversöken summerade till 2187 övervakade dagar. Det saknas därför förutsättningar att kunna uppskatta dödligheten (därav finns ingen figur att redovisa).

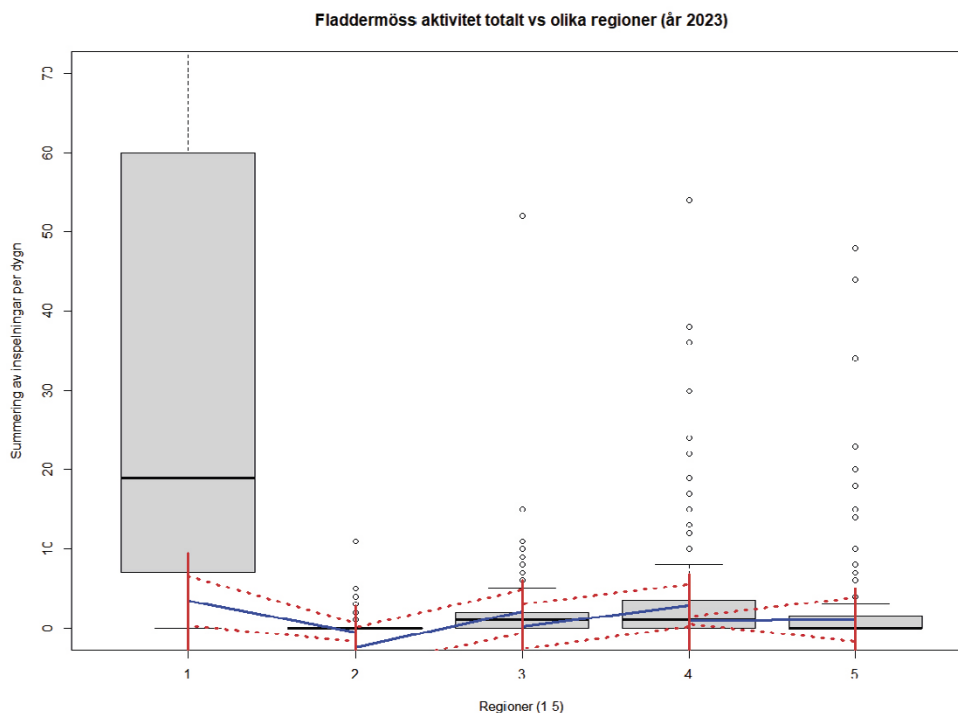
Bilaga 5. Aktivitetsanalys

För att kunna jämföra vår uppskattade dödlighet med förekomsten av fladdermöss per region analyserades fladdermusaktivitet vid vindkraftverk i region 1–5. Aktiviteten av fladdermöss jämfördes mellan våra definierade regioner. För att säkerställa samma ansträngning slumpade vi ut 43 000 minuter, motsvarande 717 timmar med inspelningar för varje region. Antalet observationer som slumpades ut valdes med hänsyn till minsta mängd inspelningar som fanns för aktuellt år. Endast år 2023 jämfördes mellan regioner 1–5, beroende på att det inte kunde erhållas data från samtliga regioner under åren 2021 och 2022. Endast inspelningar gjorda under perioden 1 juli – 30 september inkluderades. Då temperatur och vindstyrka kan påverka fladdermusaktiviteten inkluderades dessa variabler som medelvärden avseende temperatur (grader Celsius) och vindstyrka (m/s) per dygn. Vi skapade före analyserna genomfördes en uppsättning av kandidatmodeller där variation i fladdermusaktivitet beskrevs av temperatur + vind + olika regioner (1–5) som fixerade faktorer. En kandidatmodell innehöll endast vädervariabler som fixerade faktorer (temp + vind). En annan kandidatmodell innehöll endast regioner som fixerad faktor. Därtill skapade vi en interceptmodell som saknade fixerade faktorer, och motsvarade en nollmodell. Utvalt vindkraftsverk där inspelningar genomfördes inkluderades som en slumpmässig faktor i samtliga modeller (därmed begränsas inte mängden frihetsgrader, samtidigt som vi kontrollerar för utvalt vindkraftsverk per region). I samband med valideringen konstaterades att en negativ binomial fördelning med kvadratisk parameterisering (kallad nbinom2) fungerade bäst. Programmet DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models tillämpades vid validering (Hartig 2022). De multipla regressionsmodellerna var av typen ”Generalized Mixed Effect Models; GLMM”. Modellselektionens syfte var att identifiera den mest parsimona modellen, alltså den modell som enklast förklarar mest av variation i fladdermusaktivitet, baserat på Akaikes informationskriterium (Akaike, 1973, Burnham & Anderson, 2002). Vid modellering tillämpades programmet glmmTMB (Brooks m.fl. 2017). Alla statistiska analyser genomfördes i statistikprogrammet R, version 4.2.2.

5.1 Samtliga arter

144 observationsdygn slumpades ut per region för att säkerställa lika många dygn mellan samtliga regioner. Endast observationer mellan juli–september under år 2023 inkluderades då endast detta år inkluderade observationer (inspelningar) från samtliga fem regioner.

Högst rankad kandidatmodell (GLMM) inkluderar att gruppera utifrån olika regioner plus vindstyrka och temperatur.



Figur B5.1. Inspelningar per dygn av fladdermöss (samtliga artgrupper sammanslagna) under år 2023, i förhållande till de olika regionerna. Den heldragna blå linjen motsvarar högst rankade modell för att jämföra fladdermössaktivitet mellan regioner (GLMM som därutöver inkluderar temperatur och vind samt vindkraftsverk som en slumpmässig faktor; $\Delta AICc = 0,00$, $\Delta AICc$ -vikt = 95 %). Röd streckade linjerna motsvarar 95-procentiga konfidensintervaller.

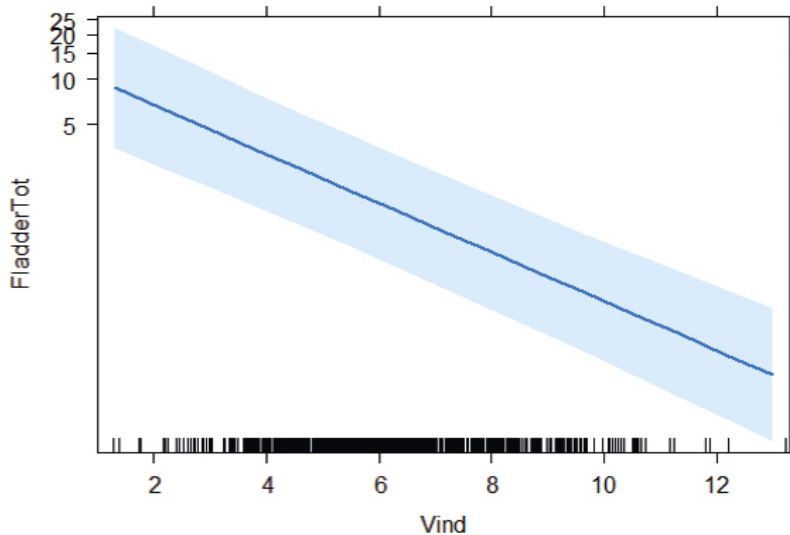
Tabell B5.1. Modellselektion för samtliga fladdermöss (artgrupper sammanslagna), för att beskriva variation i aktivitet vid vindkraftsverk inom regioner 1–5 under år 2023.

Kandidatmodeller	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt
mod 1 Region+Temp+Vind	9	2993.87	0.00	0.95	0.95
mod 3 Temp+Vind	5	2999.85	5.98	0.05	1.00
mod 2 Region	7	3139.30	145.43	0.00	1.00
mod 4 Nollmodell	3	3143.67	149.80	0.00	1.00

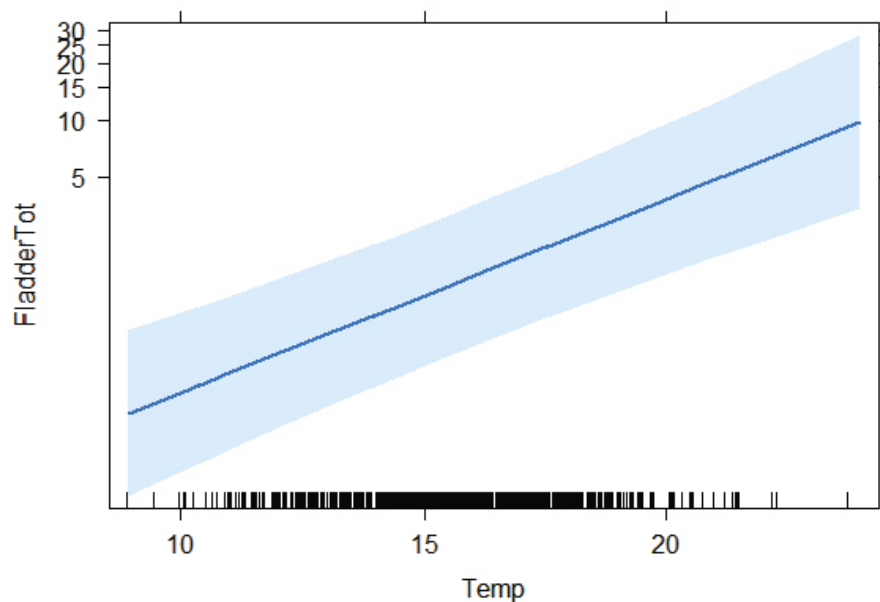
Tabell B5.2. Resultat för högst rankad GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 95 %) och som visar sambandet mellan aktivitet hos fladdermöss (samtliga artgrupper sammanslagna), för regionerna 1–5 under år 2023. Redovisningen avser β -koefficienter samt 95-procentigt konfidensintervall. Vindkraftsverk-ID utgjorde en slumpmässig faktor. Region 1 utgör referens vid jämförelse med övriga regioner. Notera att värden följer en negativ binomial fördelning. N = 720 observationer (dygn med inspelningar).

Faktorer	β -koefficient	2,5 %	97,5 %
(Intercept)	1,992	-0,710	4,694
Vind	-0,379	-0,457	-0,301
Temp	0,236	0,160	0,312
Regioner2	-6,052	-8,788	-3,315
Regioner3	-2,773	-5,715	0,170
Regioner4	-2,433	-5,372	0,505
Regioner5	-3,795	-6,806	-0,784
Std.Dev.(Intercept) verkID	1,631	1,029	2,583

- Det var en lägre samlad fladdermusaktivitet inom regioner 2 och 5 jämfört med region 1. Den statistiskt säkerställda skillnaden mellan regioner tar hänsyn till rådande väderförhållanden under inspelningarna (temperatur och vind). Vindstyrkan hade även en statistiskt säkerställd påverkan, med lägre aktivitet vid högre vindstyrka. Likaså påverkade temperatur aktiviteten med en ökad aktivitet under varmare dygn.



Figur B5.2. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan fladdermusaktivitet (samtliga artgrupper sammanslagna) och olika vindstyrkor (m/s) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 95 %)).



Figur B5.3. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan fladdermusaktivitet (samtliga artgrupper sammanslagna) och olika temperatur (°C) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 95 %)).

5.2 Nordfladdermus (ENIL)

Högst rankad kandidatmodell (GLMM) inkluderar att gruppera utifrån olika regioner plus vindstyrka och temperatur.

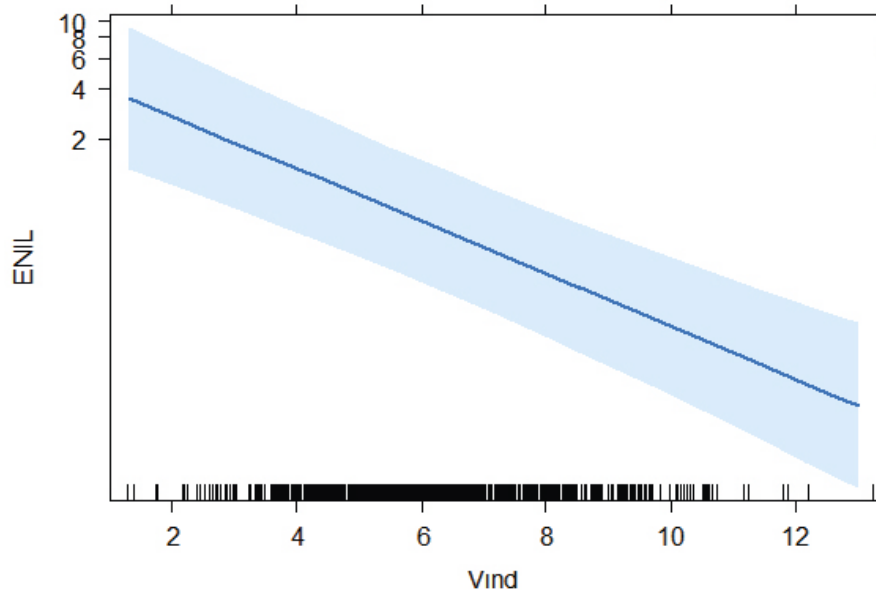
Tabell B5.3. Modellselektion för enbart artgruppen ENIL, för att beskriva variation i aktivitet vid vindkraftsverk inom regioner 1–5 under år 2023.

Kandidatmodeller	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt
mod 1 Region+Temp+Vind	9	2075.12	0.00	0.98	0.98
mod 3 Temp+Vind	5	2083.11	7.99	0.02	1.00
mod 2 Region	7	2144.08	68.96	0.00	1.00
mod 4 Nollmodell	3	2149.40	74.28	0.00	1.00

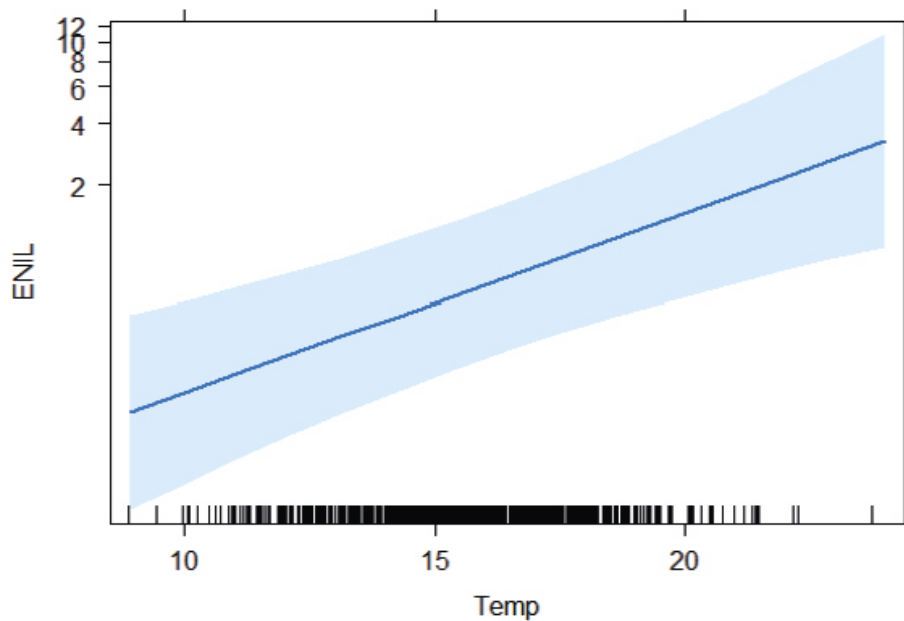
Tabell B5.4. Resultat för högst rankad GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 98 %) och som visar sambandet mellan aktivitet hos fladdermöss tillhörande endast artgruppen ENIL, för regionerna 1–5 under år 2023. Redovisningen avser β -koefficienter samt 95-procentigt konfidensintervall. Vindkraftsverk-ID utgjorde en slumpmässig faktor. Region 1 utgör referens vid jämförelse med övriga regioner. Notera att värden följer en negativ binomial fördelning. N = 720 observationer (dygn med inspelningar).

Faktorer	β -koefficient	2,5 %	97,5 %
(Intercept)	0,699	-2,245	3,643
Vind	-0,359	-0,467	-0,251
Temp	0,203	0,097	0,309
Regioner2	-5,660	-8,380	-2,940
Regioner3	-1,495	-4,247	1,257
Regioner4	-1,280	-4,027	1,467
Regioner5	-2,270	-5,085	0,546
Std.Dev.(Intercept) verkiD	1,512	0,936	2,445

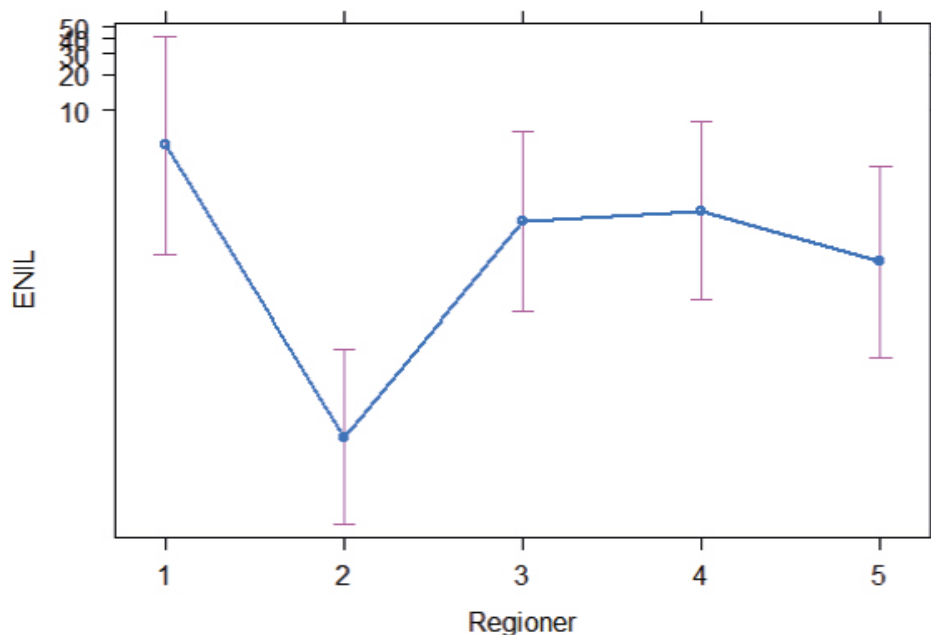
- Det var en lägre aktivitet för artgruppen ENIL inom region 2 jämfört med region 1. Den statistiskt säkerställda skillnaden mellan regioner tar hänsyn till rådande väderförhållanden under inspelningarna (temperatur och vind). Vindstyrkan hade också en statistiskt säkerställd påverkan, med lägre aktivitet vid högre vindstyrka. Likaså påverkade temperatur genom en högre aktivitet under varmare dygn.



Figur B5.4. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen ENIL och olika vindstyrkor (m/s) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 98 %).



Figur B5.5. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen ENIL och temperatur (°C) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 98 %).



Figur B5.6. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen ENIL och olika regioner (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 98 %)).

5.3 Nyctaloider (NVE)

Högst rankad kandidatmodell (GLMM) inkluderar att gruppera utifrån olika regioner plus vindstyrka plus vindstyrka och temperatur.

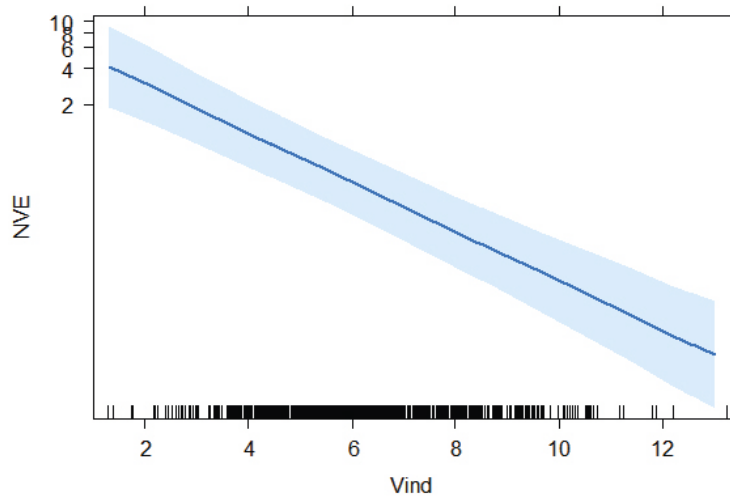
Tabell B5.5. Modellselektion för enbart artgruppen NVE, för att beskriva variation i aktivitet vid vindkraftsverk inom regioner 1–5 under år 2023.

Kandidatmodeller	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt
mod 1 Region+Temp+Vind	9	1995.35	0.00	1	1
mod 3 Temp+Vind	5	2008.73	13.39	0	1
mod 2 Region	7	2102.75	107.41	0	1
mod 4 Nollmodell	3	2114.23	118.88	0	1

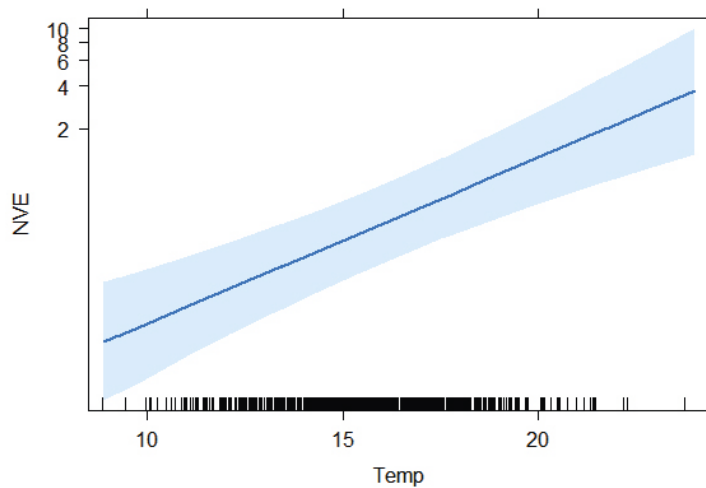
Tabell B5.6. Resultat för högst rankad GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 100 %) och som visar sambandet mellan aktivitet hos fladdermöss tillhörande endast artgruppen NVE, för regionerna 1–5 under år 2023. Redovisningen avser β -koefficienter samt 95-procentigt konfidensintervall. Vindkraftsverk-ID utgjorde en slumpmässig faktor. Region 1 utgör referens vid jämförelse med övriga regioner. Notera att värden följer en negativ binomial fördelning. N = 720 observationer (dygn med inspelningar).

Faktorer	β -koefficient	2,5 %	97,5 %
(Intercept)	1,658	-0,806	4,123
Vind	-0,479	-0,591	-0,368
Temp	0,267	0,167	0,366
Regioner2	-6,796	-8,802	-4,790
Regioner3	-3,959	-6,020	-1,899
Regioner4	-3,422	-5,465	-1,379
Regioner5	-4,638	-6,777	-2,498
Std.Dev.(Intercept) verkID	1,108	0,666	1,842

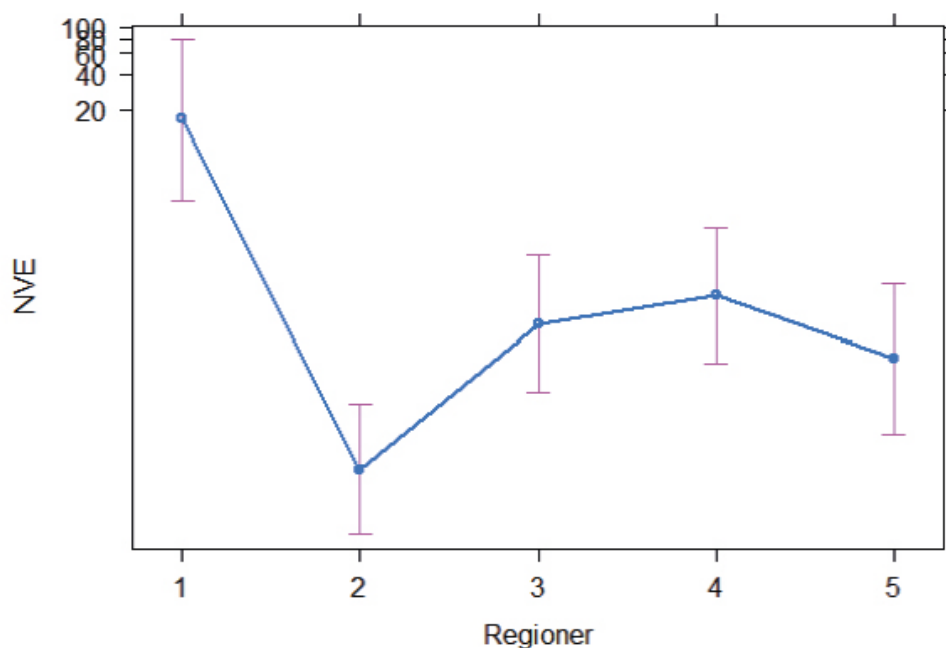
→ Det var en lägre aktivitet för artgruppen NVE inom samtliga regioner 2–5 jämfört med region 1. Den statistiskt säkerställda skillnaden mellan regioner tar hänsyn till rådande väderförhållanden under inspelningarna (temperatur och vind). Vindstyrkan hade också en statistiskt säkerställd påverkan, med lägre aktivitet vid högre vindstyrka. Likaså påverkade temperatur med en högre aktivitet under varmare dygn.



Figur B5.7. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen NVE och olika vindstyrkor (m/s) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 100 %)).



Figur B5.8. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen NVE och temperatur (°C) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 100 %)).



Figur B5.9. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen NVE och olika regioner (GLMM ($\Delta AIC = 0.00$, AIC-vikt = 100 %)).

5.4 Pipistreller (PIP)

Högst rankad kandidatmodell (GLMM) inkluderar att gruppera enbart efter väderförhållanden, såsom vindstyrka. Modell med enbart gruppering utifrån olika regioner för att förklara variation i PIP saknar helt stöd (modell 2), med hänsyn till att nollmodellen är högre rankad. Det indikerar att vinddata har en stor påverkan vid förklaring av variation i aktivitet hos PIP. Det finns dock fortfarande ett starkt stöd för GLMM som utöver vindstyrkor inkluderar regionstillhörighet.

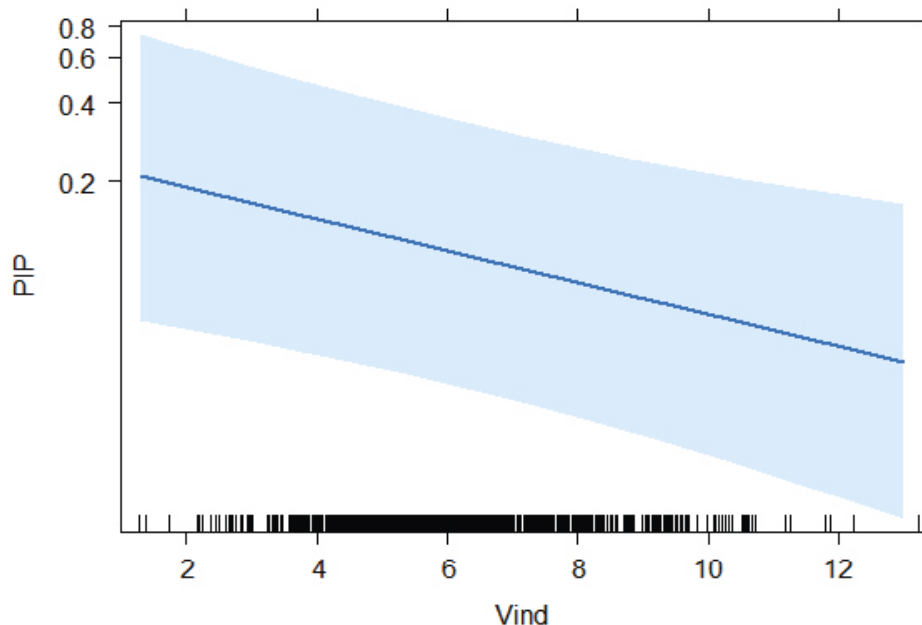
Tabell B5.7. Modellselektion för enbart artgruppen PIP, för att beskriva variation i aktivitet vid vindkraftsverk inom regioner 1–5 under år 2023.

Kandidatmodeller	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt
mod 3 Temp+Vind	5	5	1166.80	0.00	0.62
mod 1 Region+Temp+Vind	9	9	1167.82	1.02	0.37
mod 4 Nollmodell	3	3	1177.64	10.84	0.00
mod 2 Region	7	7	1178.75	11.95	0.00

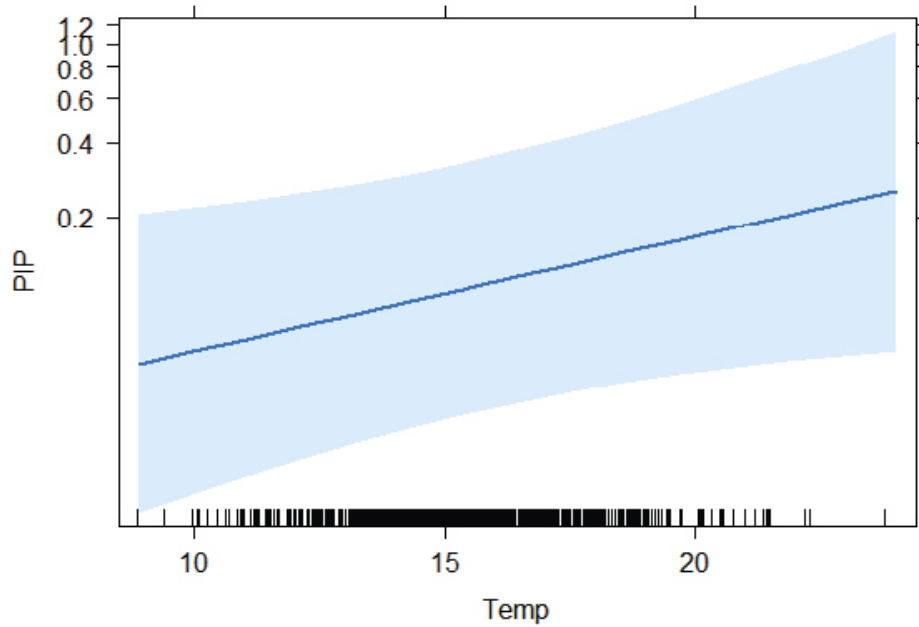
Tabell B5.8. Resultat för näst högst rankad GLMM ($\Delta AIC = 1.02$, AIC-vikt = 37 %) och som visar sambandet mellan aktivitet hos fladdermöss tillhörande endast artgruppen PIP, för regionerna 1–5 under år 2023. Redovisningen avser β -koefficienter samt 95-procentigt konfidensintervall. Vindkraftsverk-ID utgjorde en slumpmässig faktor. Region 1 utgör referens vid jämförelse med övriga regioner. Notera att värden följer en negativ binomial fördelning. N = 720 observationer (dygn med inspelningar).

Faktorer	β -koefficient	2,5 %	97,5 %
(Intercept)	0,171	-3,308	3,650
Vind	-0,140	-0,247	-0,033
Temp	0,107	-0,004	0,218
Regioner2	-4,351	-7,694	-1,008
Regioner3	-3,853	-7,581	-0,126
Regioner4	-3,013	-6,550	0,524
Regioner5	-4,875	-8,824	-0,926
Std.Dev.(Intercept) verkID	1,943	1,159	3,258

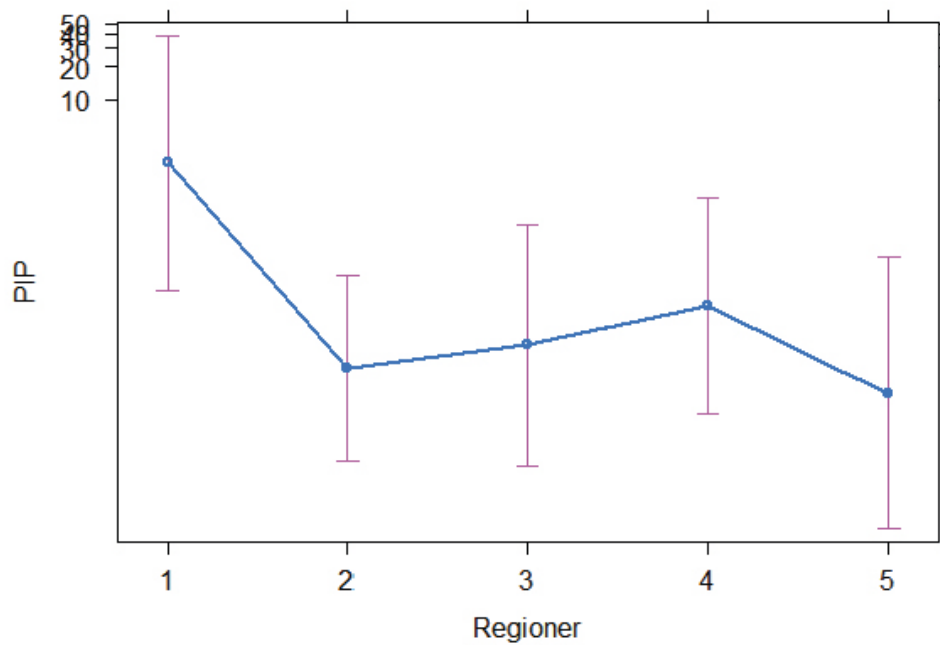
→ Det var en lägre aktivitet för artgruppen PIP inom region 2, 3 och 5 jämfört med region 1. Den statistiskt säkerställda skillnaden mellan regioner tar hänsyn till rådande väderförhållanden under inspelningarna (temperatur och vind). Vindstyrkan hade också en statistiskt säkerställd påverkan, med lägre aktivitet vid högre vindstyrka. Däremot påverkade inte temperaturen aktiviteten hos PIP.



Figur B5.10. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för näst högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen PIP och olika vindstyrkor (m/s) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 1.02$, AIC-vikt = 37 %)).

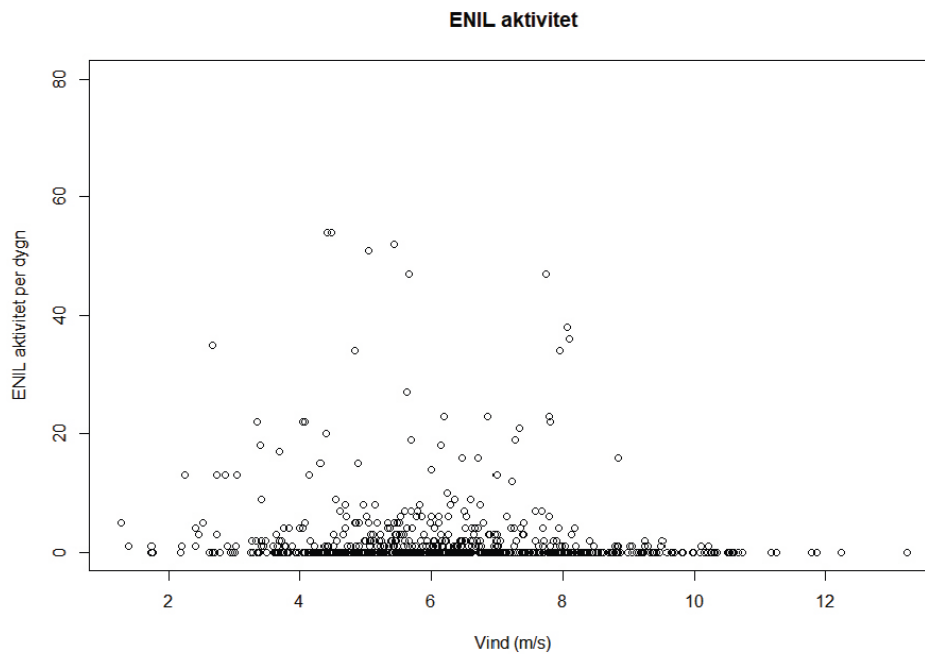
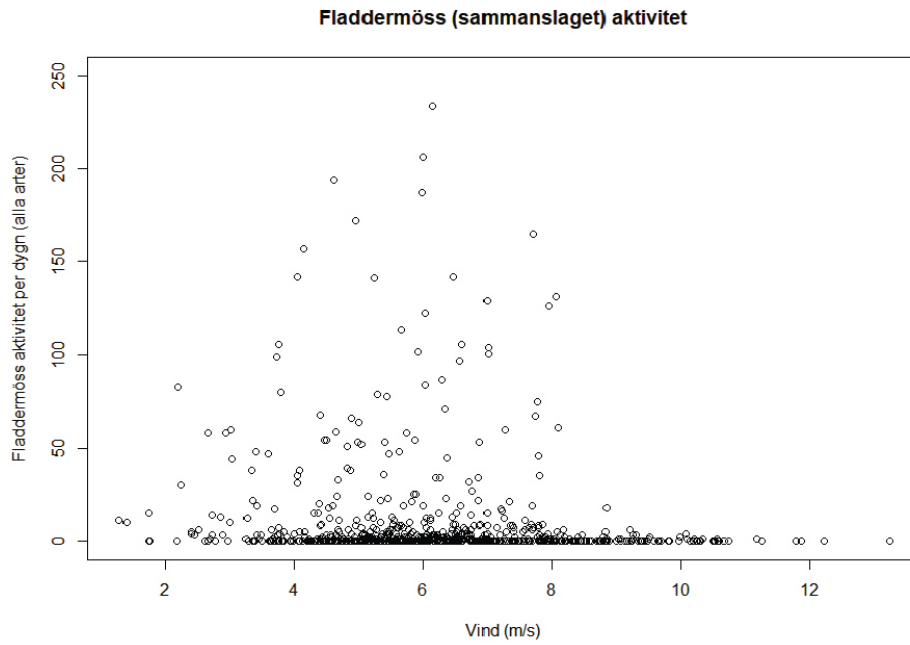


Figur B5.11. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för näst högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen PIP och temperatur (°C) per dygn (GLMM ($\Delta AIC = 1.02$, AIC-vikt = 37 %)). Ingen statistiskt säkerställd skillnad mellan summerad dygnsaktivitet för PIP och dygnsmedelvärde i temperatur.

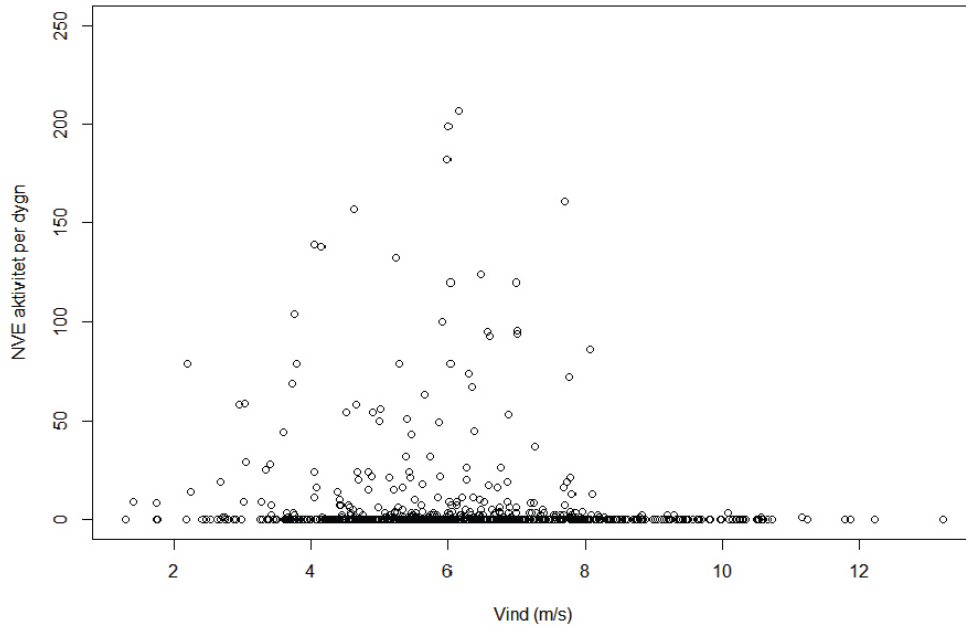


Figur B5.12. Effektplot som visar sambandet, inklusive 95-procentigt konfidensintervall, för näst högst rankad modell mellan aktivitet per dygn för artgruppen PIP och olika regioner (GLMM ($\Delta AIC = 1.02$, AIC-vikt = 37 %)).

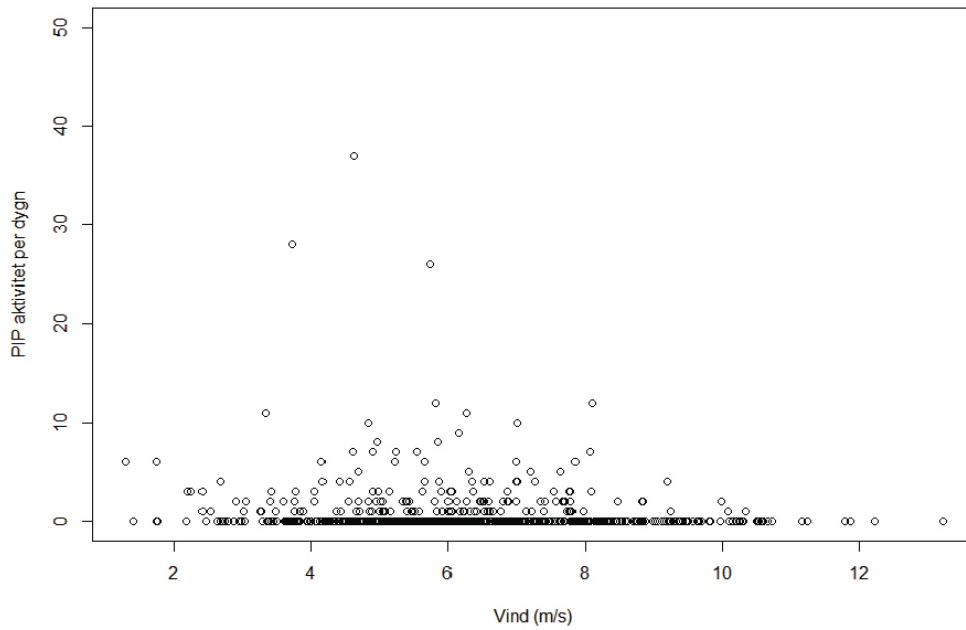
5.5 Aktivitet efter vindstyrka:



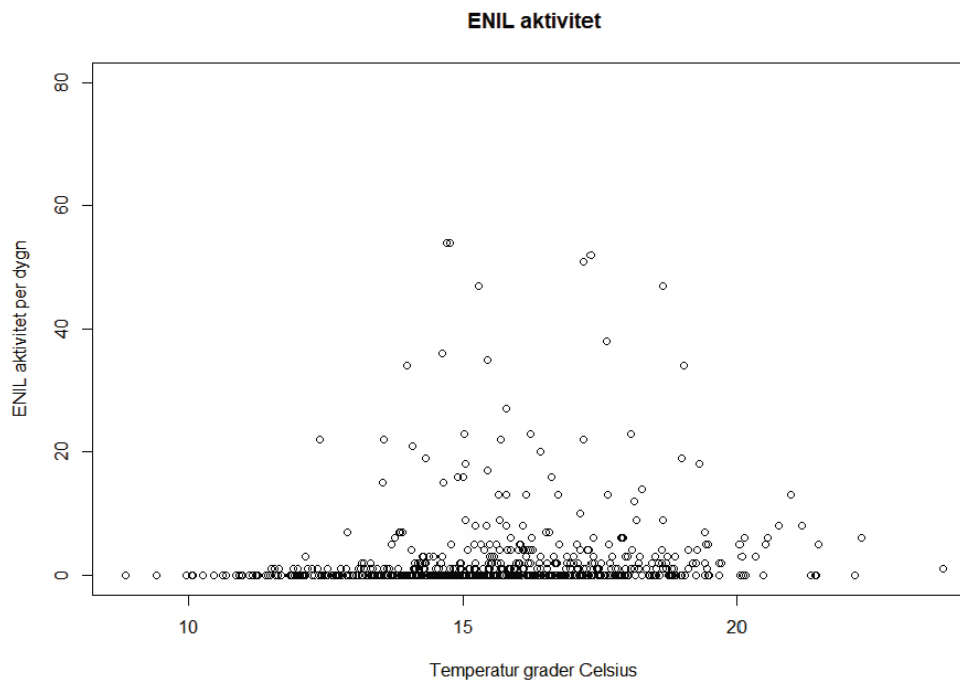
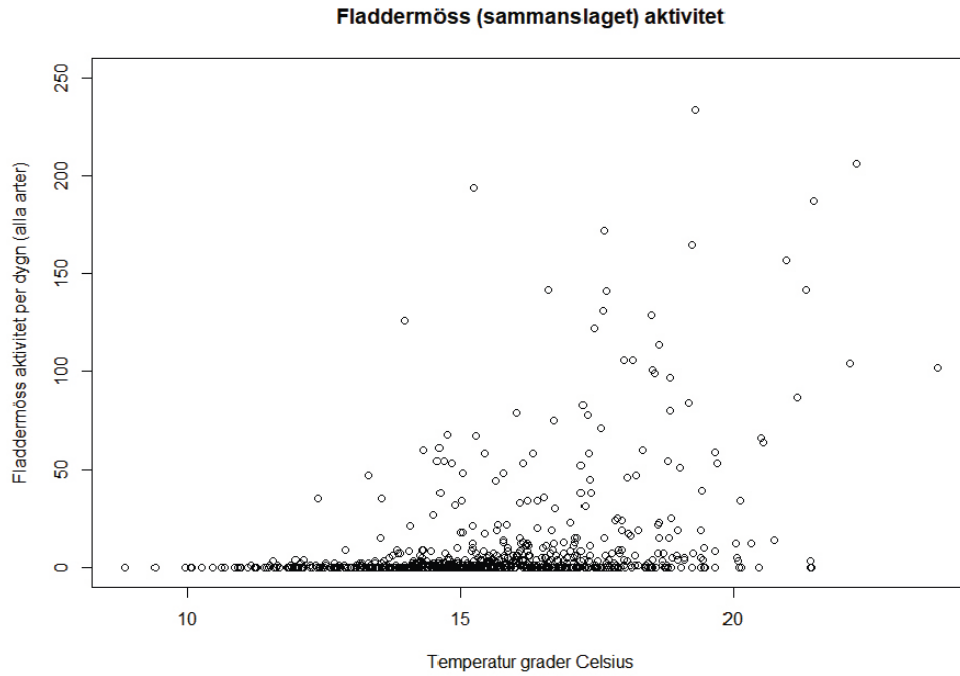
NVE aktivitet

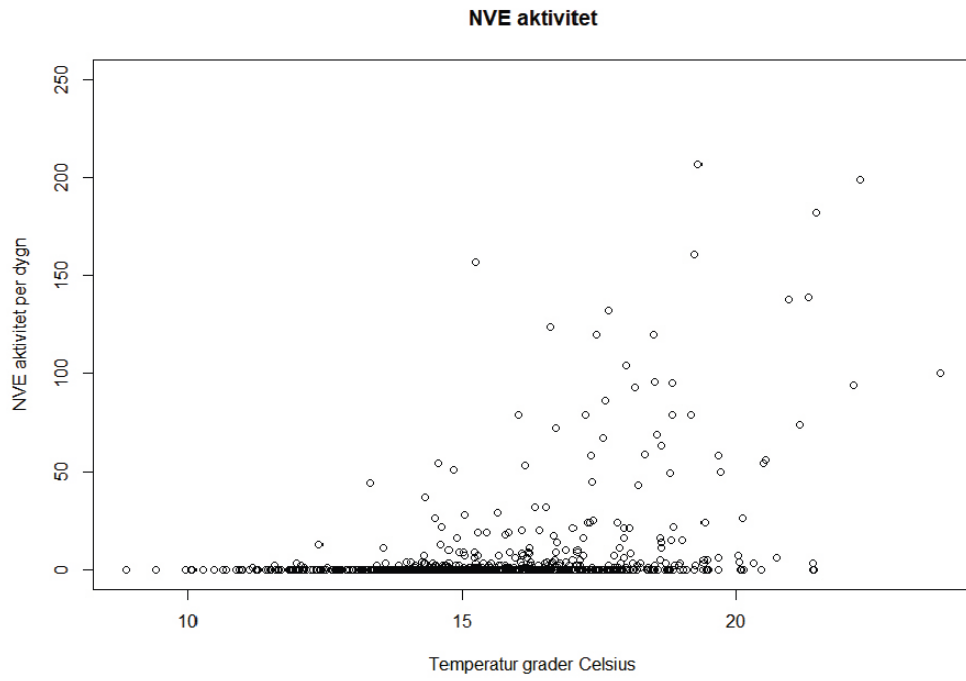


PIP aktivitet



5.6 Aktivitet efter temperatur





Bilaga 6. Avvikelser i driftreglering och driftdata

I flera vindparker har det varit problem med driftregleringstekniken och/eller redovisning av data för drift, temperatur och vind. Detta gäller vindparker i region 1 och 2.

Region 1

Endast ett av verken i regionens fyra vindparker kunde presentera data som visade att regleringen fungerat som avsett. Vid övriga verk uppstod olika avvikelser, varför vi dels har för lite jämförelsedata mellan reglerade och oreglerade verk, dels finns en risk att vi felaktigt har kodat oreglerade verk som reglerade.

Vindpark 1 i region 1

I denna vindpark ingick 10 verk utan krav på driftreglering. Under 15 juli – 15 september 2023 reglerades fem av dessa på eget initiativ. Detta fungerade inte fullt ut på grund av ett tekniskt fel, varför alla verk har fått kodas som oreglerade i analysen.

Vindpark 3 i region 1

Av de sex verk som ingick i studien saknas fullständiga uppgifter (2021–2023) om driftreglering och väderdata. Endast ett av tre verk som skulle vara reglerat var det. Verk 4 i vindparken har varit stillastående från solnedgång till soluppgång på grund av ett villkor gällande ljudnivån vid närliggande fastigheter och har därför i praktiken varit reglerat samtliga nätter. Inga döda fladdermöss hittades vid detta verk.

- Verk 1: Här fanns krav på driftreglering men detta har inte efterlevts. Vi har i analysen kodat verket som oreglerat.
- Verk 2: Verk 1: Här fanns krav på driftreglering men detta har inte efterlevts. Vi har i analysen kodat verket som oreglerat.
- Verk 3: Drift- och väderdata finns endast för 2022 då verket var driftreglerat vid 5 m/s.
- Verk 4: Var taget ur drift nattetid under hela studieperioden. Vi har i analysen kodat verket som reglerat.
- Verk 5: Ingen data levererad. Utesluten ur analys.
- Verk 6: Ingen data levererad. Utesluten ur analys.

Vindpark 4 i region 1

Alla sex verk har driftreglering som villkor, varav tre skulle regleras manuellt. Inget av verken har kunnat presentera tillförlitliga data och endast verk 6 har med säkerhet reglerats, dock endast 2023. Det finns en stor risk att vi har kodat fel.

- Verk 1: Ingen data levererad. Utesluten ur analys.
- Verk 2: i drift endast 2021.
- Verk 3: i drift 2021 och 2023.

- Verk 4: i drift 2022–2023.
- Verk 5: i drift under hela perioden, oreglerat.
- Verk 6: i drift endast 2023, reglerat men ej eftersökt.

Region 2

Av regionens tre vindparker var en oreglerad, en reglerad och en delvis reglerad. De reglerade verken hade periodvis tekniska problem med driftregleringen, varför vi fick få jämförbara mätpunkter.

Vindpark 6 i region 2

Alla verk skulle ha varit reglerade (6 m/s) under hela studieperioden men på grund av tekniska fel fungerade regleringen inte från och med 7 augusti under året 2023. Verken är omkodade så att de i analysen är korrekt angivna som reglerade eller oreglerade för 2023.

Vindpark 5 i region 2

Tre av åtta verk i denna vindpark skulle ha varit reglerade under hela studieperioden. På grund av tekniska fel fungerade inte detta före 10 augusti 2022 eller från och med 7 augusti 2023. Verken är omkodade så att de i analysen är korrekt angivna som reglerade eller oreglerade.

Region 3

I Vindpark 8 var verken driftreglerade från 1 augusti till 15 oktober, inte 15 juli till 15 september.

Region 4

Inga krav på driftreglering föreligger i Vindparkerna 7 och 8. Under 2021 kördes alla verk oreglerat. Under 2022–2023 kördes vissa av verken driftreglerat från solnedgång till soluppgång under perioden 15 juli till 15 september vid en medelvind under 6 m/s (mätt i navhöjd under tio-minutersintervall), vilket gjordes frivilligt av vindparkernas ägare. Inga avvikelser i regleringen uppstod.

Region 5

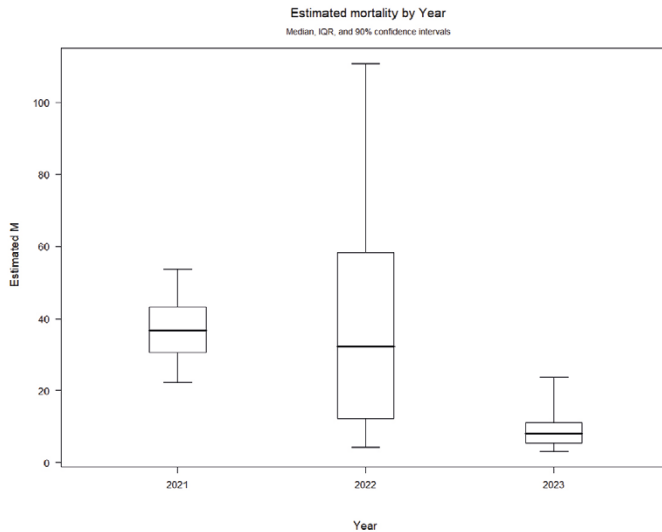
Inga driftreglerade verk fanns i denna region. Eftersök och aktivitetsmätning genomfördes.

Region 6

Inga driftreglerade verk fanns i denna region. Endast eftersök genomfördes (ej aktivitetsmätning).

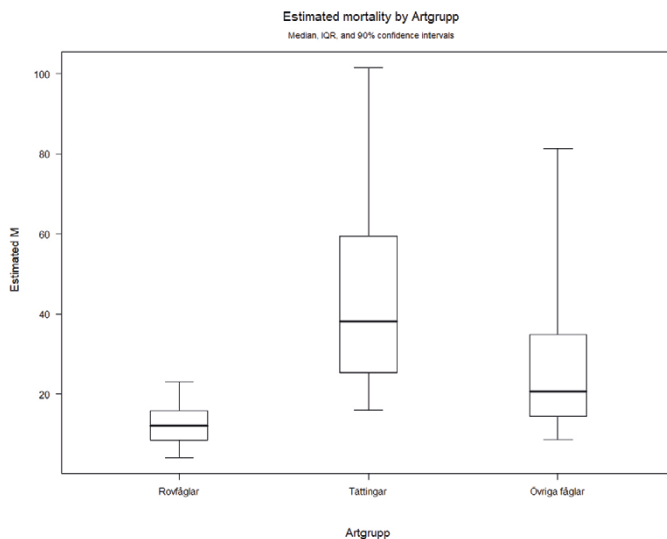
Bilaga 7. Dödlighet fåglar

Region 1: Beräknad total dödlighet för 13 oregerade verk per år



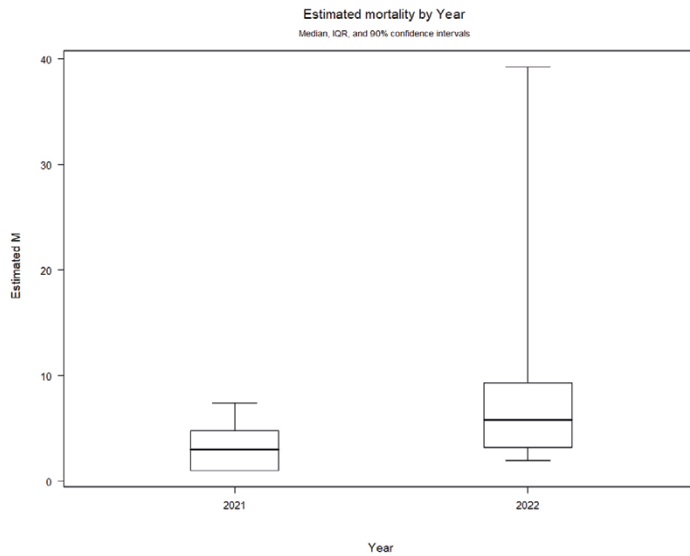
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 13 oregerade verk inom region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-17 och 2021-09-15, mellan 2022-07-17 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-22.

Region 1: Beräknad total dödlighet per artgrupp, 13 oregerade verk



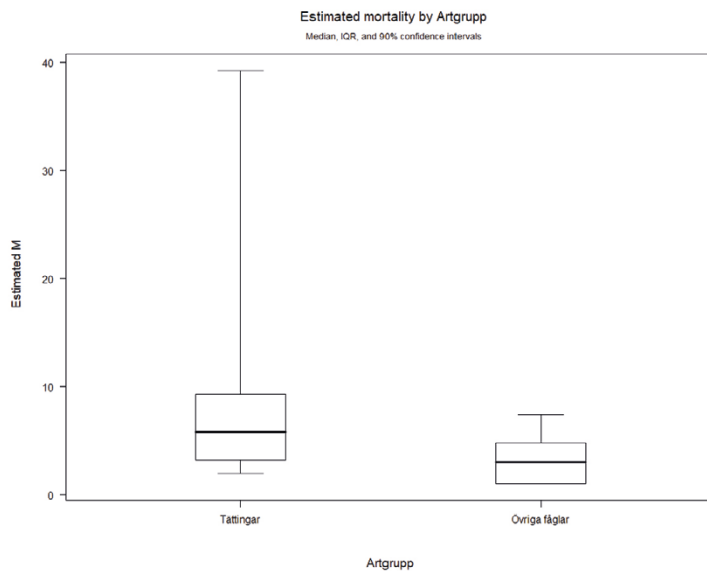
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper under åren 2021 och 2023 för 13 oregerade verk inom region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-17 och 2021-09-15, mellan 2022-07-17 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-22.

Region 1: Beräknad dödlighet för fem driftreglerade verk per år



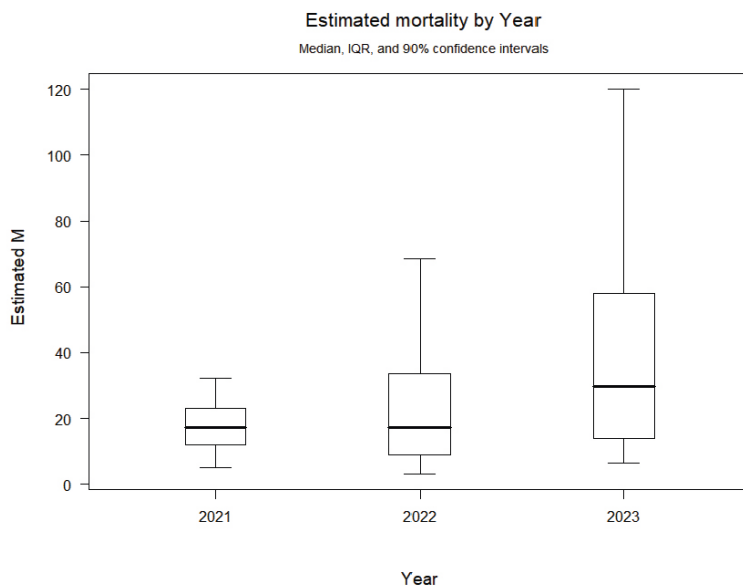
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2022 för fem reglerade verk inom region 1. Inga döda fåglar observerades under 2023 och därför finns ingen uppskattad dödlighet att redovisa. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-25 och 2021-09-01, mellan 2022-07-23 och 2022-09-15, samt mellan 2023-08-07 och 2023-09-23.

Region 1: Beräknad total dödlighet per artgrupp, fem driftreglerade verk



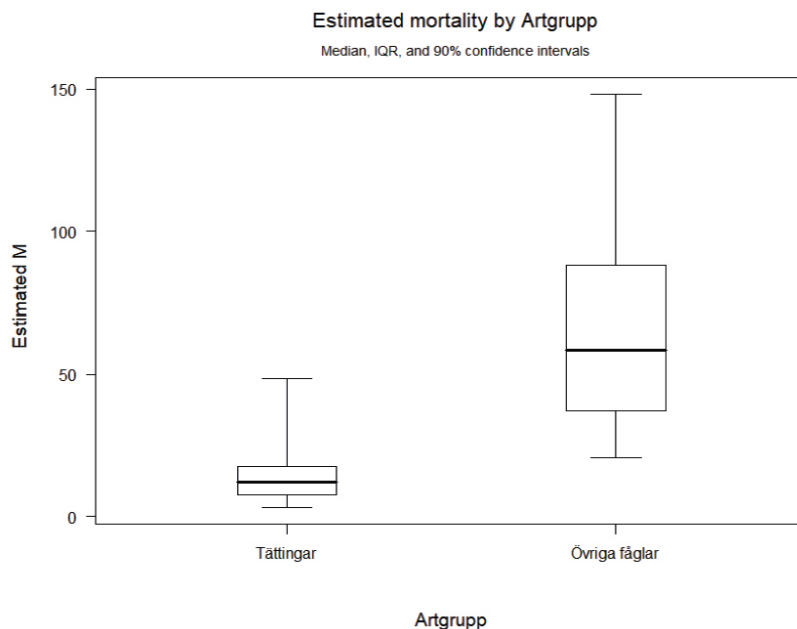
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper mellan åren 2021 och 2022 fem driftreglerade verk inom region 1. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-25 och 2021-09-01, mellan 2022-07-23 och 2022-09-15, samt mellan 2023-08-07 och 2023-09-23. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättningar eller övriga fåglar. Inga rovfåglar observerades vid reglerade verk inom region 1.

Region 2: Beräknad dödlighet för 23 oreglerade verk per år



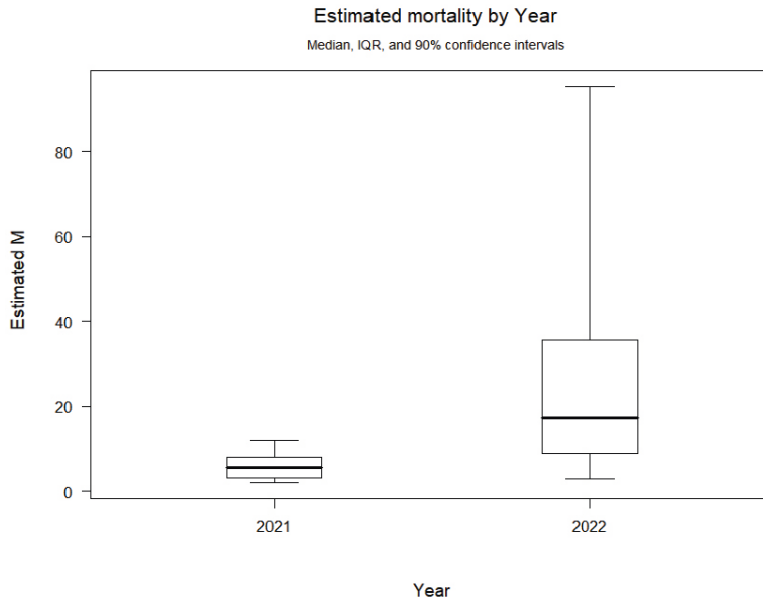
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 23 oreglerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10, mellan 2022-07-15 och 2022-09-24, samt mellan 2023-07-12 och 2023-09-28.

Region 2: Beräknad total dödlighet per artgrupp, 23 oreglerade verk



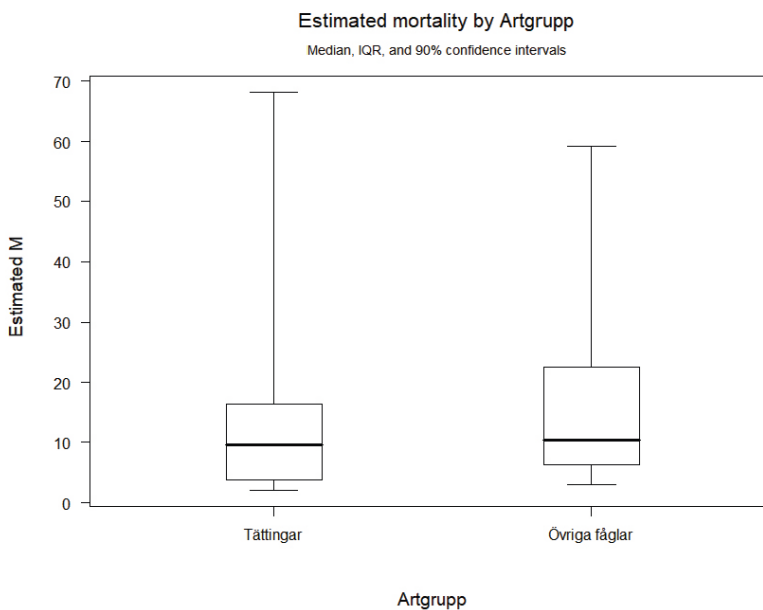
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för 23 oreglerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10, mellan 2022-07-15 och 2022-09-24, samt mellan 2023-07-12 och 2023-09-28. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fynd av rovfåglar observerades.

Region 2: Beräknad dödlighet för nio driftreglerade verk per år



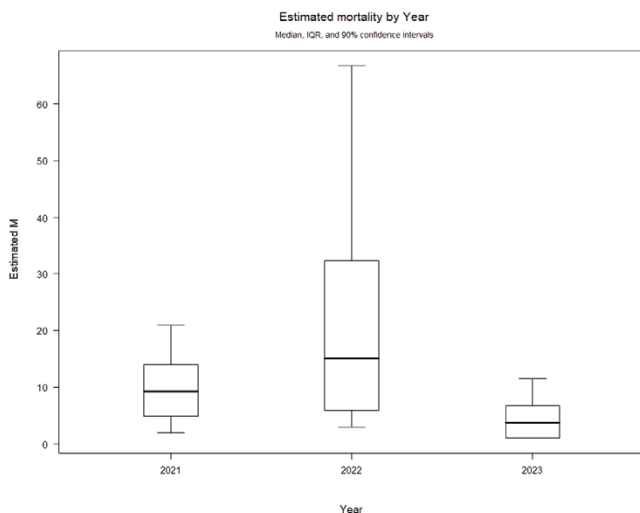
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2022 för nio reglerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10 och 2022-08-04 och 2022-09-24.

Region 2: Beräknad total dödlighet per artgrupp, nio driftreglerade verk



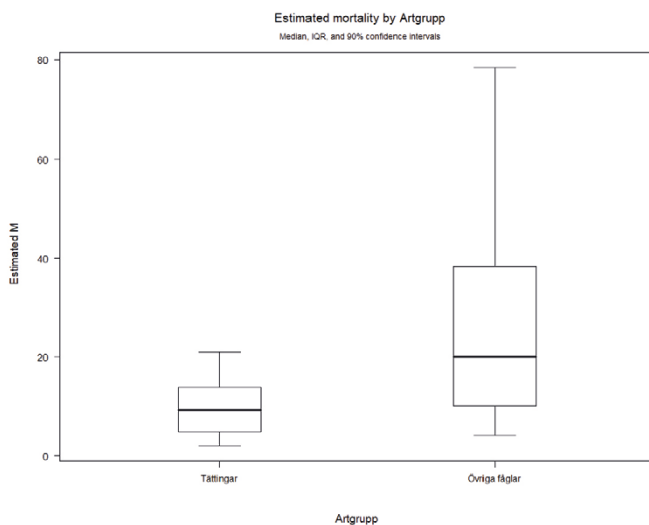
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för nio reglerade verk inom region 2. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-21 och 2021-09-10, mellan 2022-08-04 och 2022-09-24, samt mellan 2023-07-12 och 2023-07-25. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fynd av rovfåglar observerades.

Region 3: Beräknad dödlighet för elva oreglerade verk per år



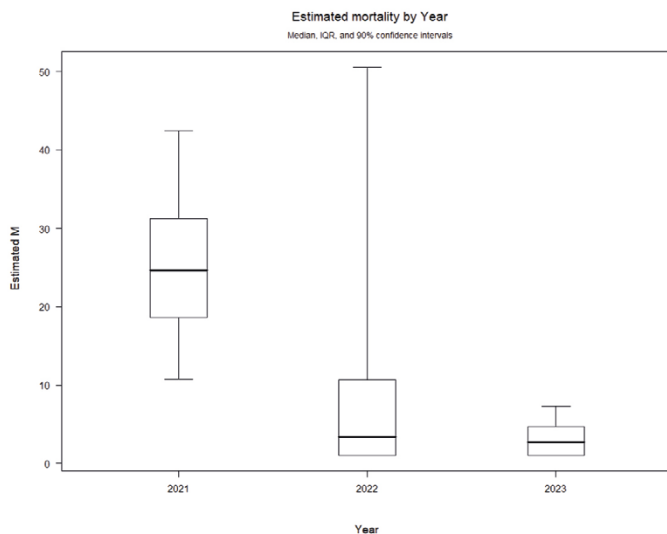
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för elva oreglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-28 och 2021-09-04, mellan 2022-07-16 och 2022-09-30, samt mellan 2023-07-16 och 2023-09-24.

Region 3: Beräknad total dödlighet per artgrupp, elva oreglerade verk



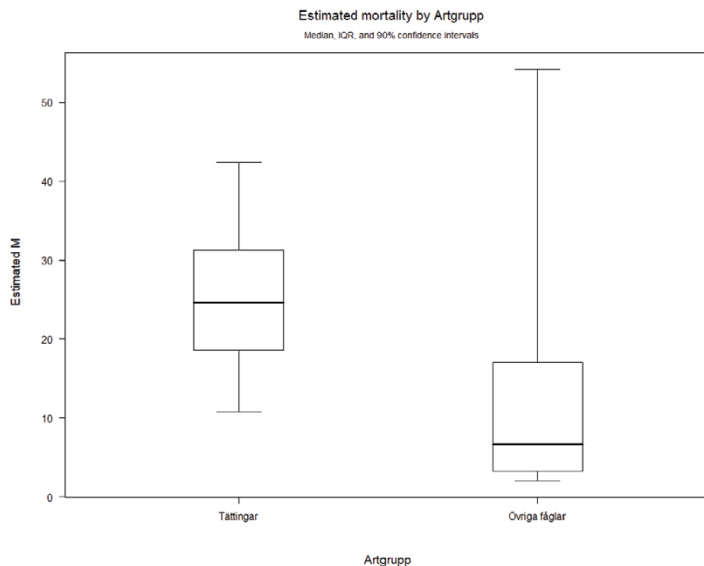
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för elva oreglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-28 och 2021-09-04, mellan 2022-07-16 och 2022-09-30, samt mellan 2023-07-16 och 2023-09-24. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fynd av rovfåglar observerades.

Region 3: Beräknad dödlighet för tio driftreglerade verk per år



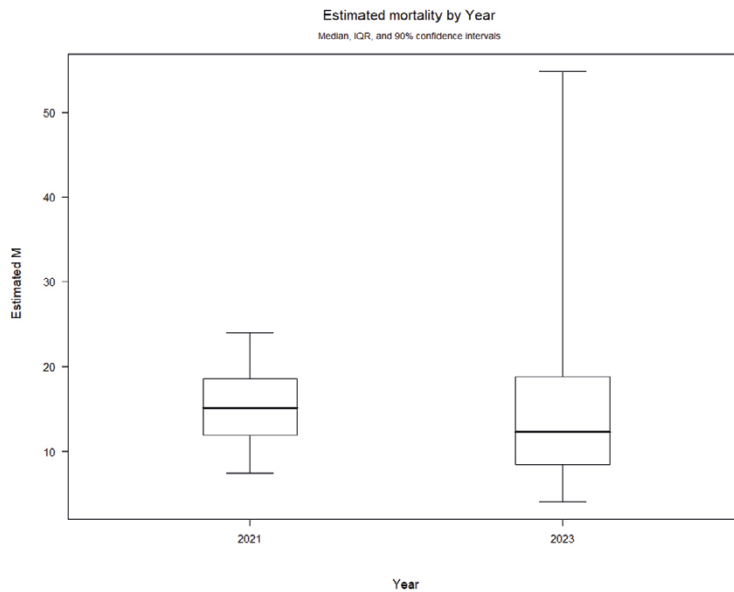
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för tio reglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-29 och 2021-09-04, mellan 2022-07-16 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-15 och 2023-09-25.

Region 3: Beräknad total dödlighet per artgrupp, tio driftreglerade verk



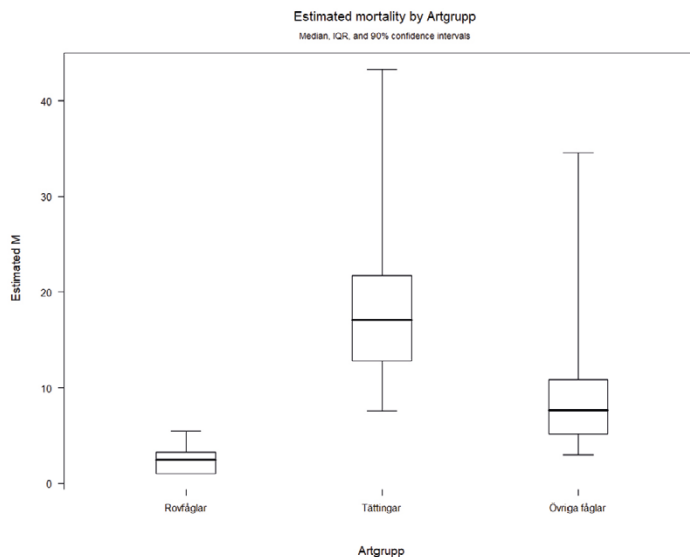
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021–2023 för tio reglerade verk inom region 3. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-29 och 2021-09-04, mellan 2022-07-16 och 2022-09-29, samt mellan 2023-07-15 och 2023-09-25. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fynd av rovfåglar observerades.

Region 4: Beräknad dödlighet per oreglerade verk och månad



Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för oreglerade verk inom region 4. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-20 och 2021-08-31, mellan 2022-08-03 och 2022-09-06, samt mellan 2023-07-18 och 2023-09-15. Inga fynd av döda fåglar gjordes under år 2022.

Region 4: Beräknad total dödlighet per artgrupp, 13 oreglerade verk

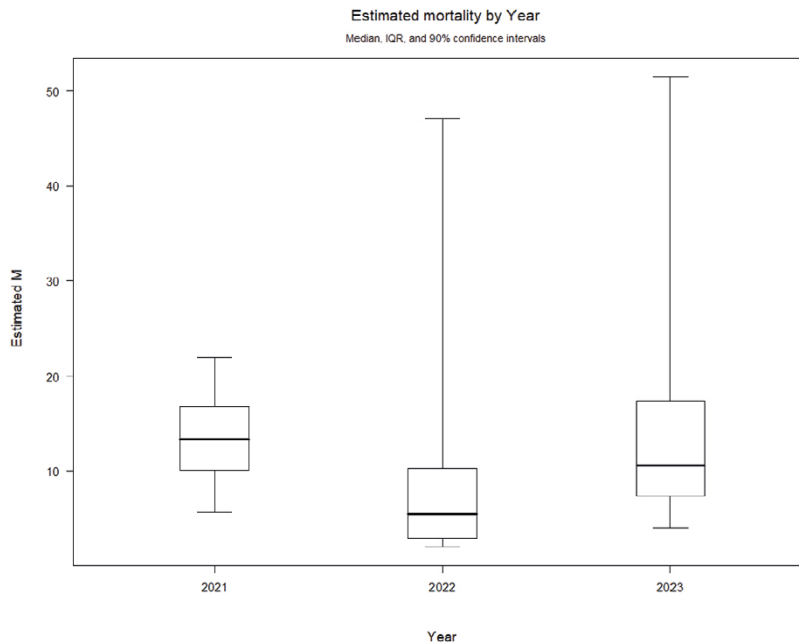


Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021 och 2023 för 13 oreglerade verk inom region 4. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-20 och 2021-08-31, mellan 2022-08-03 och 2022-09-06, samt mellan 2023-07-18 och 2023-09-15. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fåglar påträffades 2022.

Region 4: Beräknad dödlighet för driftreglerade verk per år

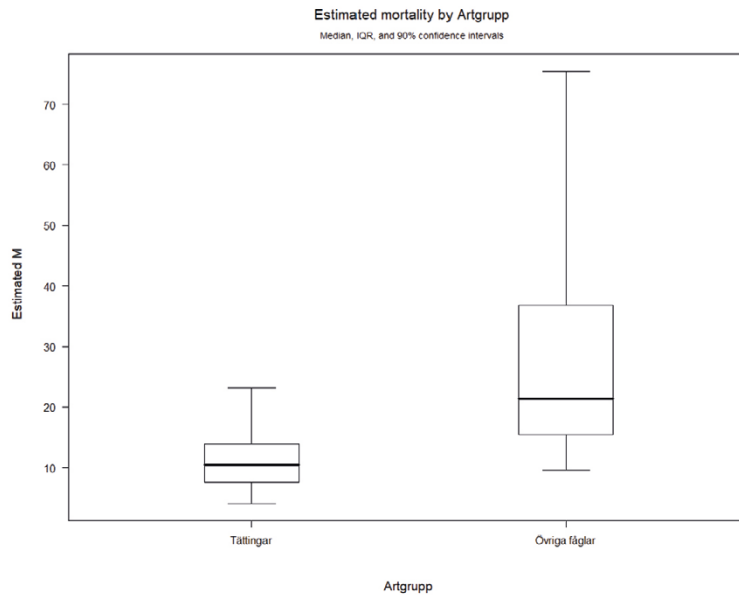
Jämförelse av dödlighet mellan olika år, eller mellan olika artgrupper var inte möjligt att uppskatta, med hänsyn till att endast ett kadaverfynd gjordes.

Region 5: Beräknad dödlighet för oreglerade verk och månad



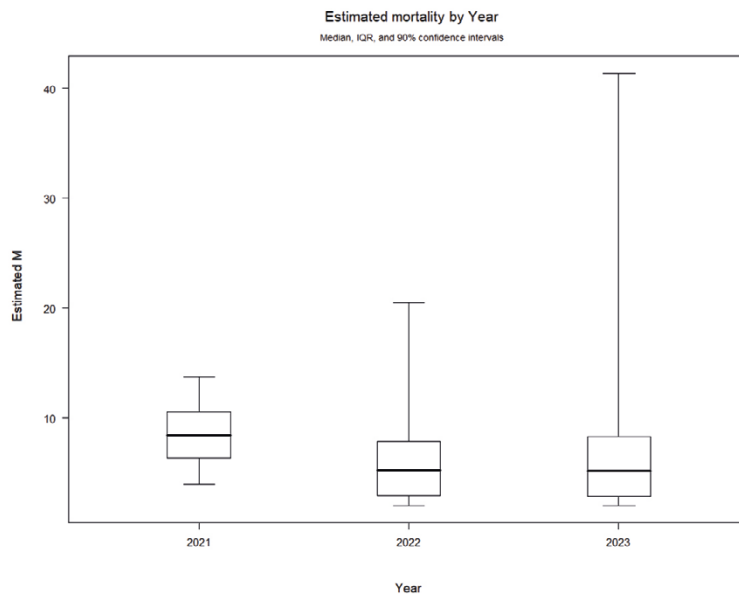
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021, 2022 och 2023 för oreglerade verk inom region 5. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-22 och 2021-09-24, mellan 2022-07-22 och 2022-09-21, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-21. Totalt tolv oreglerade vindkraftsverk inventerades efter kadaver.

Region 5: Beräknad total dödlighet per artgrupp, 13 oreglerade verk



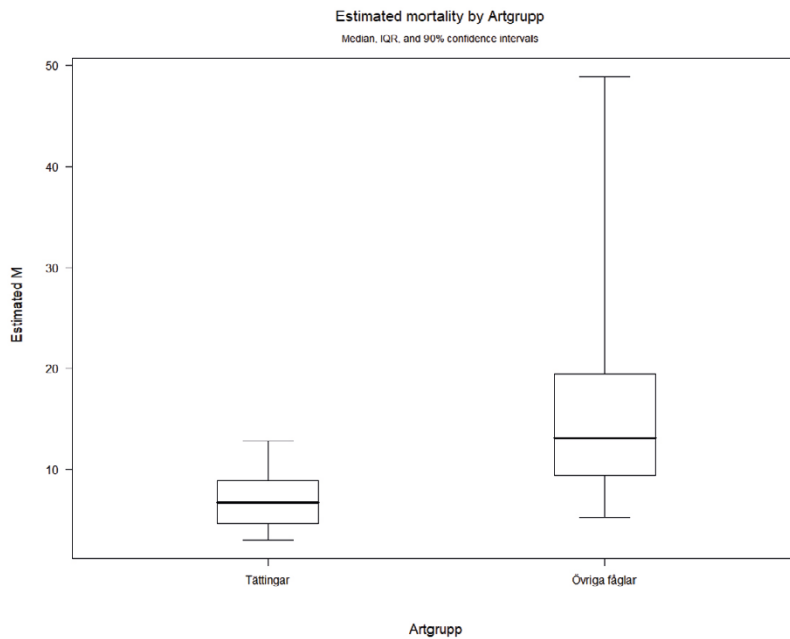
Uppskattad total dödlighet fördelad mellan artgrupper för åren 2021–2023 för 13 oreglerade verk inom region 5. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-20 och 2021-08-31, mellan 2022-08-03 och 2022-09-06, samt mellan 2023-07-18 och 2023-09-15. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fynd av rovfågel gjordes.

Region 6: Beräknad dödlighet för 19 oreglerade verk per år



Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 19 oreglerade verk i region 6. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-22 och 2021-09-24, mellan 2022-07-22 och 2022-09-21, samt mellan 2023-07-14 och 2023-09-21.

Region 6: Beräknad total dödlighet per artgrupp, 19 oreglerade verk



Uppskattad total dödlighet fördelad mellan åren 2021 och 2023 för 19 oreglerade verk inom region 6. Tidsperioderna avser mellan 2021-07-19 och 2021-09-10, mellan 2022-07-17 och 2022-09-10, samt mellan 2023-07-15 och 2023-09-17. Funna döda fåglar kategoriserades som rovfåglar, tättingar eller övriga fåglar. Inga fynd av rovfågel gjordes inom studieperioden, dock återfanns en kungsörn vid första rensning för säsongen. Två tjädtrar ingår bland övriga fåglar.

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

Vindkraft i skogsmiljö

Beräknad dödlighet hos fladdermöss och fåglar

Rapporten presenterar beräknad dödlighet för fladdermöss och fåglar vid vindkraftverk i skogsmiljö i Sverige.

För fladdermöss visar resultaten att den uppskattade dödligheten i region 1 (Skåne, Blekinge och Kalmar län) motsvarar ett medianvärde av cirka 6 individer per oreglerat verk och år (säsong). För resterande undersökta regioner är dödligheten avsevärt lägre, mindre än en död fladdermus per verk och år. Utifrån resultaten föreslår forskargruppen att alla vindkraftverk i skogsmiljöer i region 1 ska driftregleras.

Dödligheten av fåglar i skogslandskap har i region 1 beräknats till 1,1 individer per oreglerat vindkraftverk och månad. För resterande undersökta regioner är tendensen att dödligheten är lägre, dock inga statistiskt säkra skillnader. Resultaten visar på flest fynd av rovfåglar och tornseglare.

