

# Beskyttelse af flagermus og miljøvurderinger

Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet

Dato: 4. september 2020 | 55



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet

Titel: Beskyttelse af flagermus og miljøvurderinger

Forfattere: Morten Elmeros

Institution: Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Hans J. Baagøe, Lektor emeritus ved Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet

Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn

Rekvirent: Nævnenes Hus

Bedes citeret: Elmeros M 2020. Beskyttelse af flagermus og miljøvurderinger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 27 s. Notat nr. 55

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Morten Elmeros

Sideantal: 27

## 1.1 Baggrund

Nævnenes Hus har kontaktet Aarhus Universitet for at få faglig rådgivning om flagermus. Nævnenes Hus har fremsendt en række spørgsmål om flagermus på baggrund af deres sagsbehandling af miljøkonsekvensvurderinger af anlægsprojekter. Nævnenes Hus har haft et udkast af notatet til kommentering.

Aarhus Universitet udgav i 2007 en håndbog om bl.a. flagermus i administrationen og forvaltningen (Baagøe & Degn 2007), og Naturstyrelsen udgav i 2013 en forvaltningsplan for flagermus (Møller m.fl. 2013). Disse to publikationer og Vejdirektoratets vejledning om flagermus (Møller & Baagøe 2011) giver stadig en god oversigt over de forskellige flagermusarters levevis og metoder til undersøgelser af dem, men der er siden fremkommet en del ny viden om flagermus i relation til infrastrukturanlæg, og effekter af disse på flagermus' bestandsstatus. Denne nye viden er det nødvendigt at indarbejde i forvaltning af arterne og i planlægningen og driften af anlægsprojekter for at kunne sikre gunstig status for bestandene af de forskellige flagermusarter.

## 1.2 Lidt om flagermus og deres levevis

Der er registreret 17 forskellige flagermusarter i Danmark (Baagøe og Jensen 2007). Der er fælles karakteristika for alle arter på nogle parametre, mens arterne er meget forskellige på andre parametre. De danske arters levevis er beskrevet i forvaltningsplanen for flagermus (Møller m.fl. 2013).

### Bestandsdynamik

Fælles for alle flagermusarter er, at de har relativt lange levetider (nogle arter helt op til 40 år), samt lave reproduktionsrater, og at de typisk lever i lave bestandstætheder (Altringham 2011). Hunnerne skal hos de fleste arter være 2 år før de får unger. De fleste arter føder typisk kun én unge pr. år (nogle arter kan få to), og det er ikke alle voksne hunner, der yngler hvert år. I nogle år er det kun halvdelen af hunnerne. For at opretholde bestandene skal der være en høj overlevelse fra år til år, især for de voksne flagermus (Schorcht m.fl. 2009, Chauvenet m.fl. 2014). Flagermusbestandes status er derfor meget følsom over for øget dødelighed, og bestandene vil være lang tid om at genoprette gunstig status efter en periode med en ikke-bæredygtig, forhøjet dødelighed. Selv mindre ændringer i mortalitetsrater per år kan derfor have væsentlig betydning for en flagermusbestands status (Zeale m.fl. 2016, Rydell m.fl. 2011).

Der dræbes hvert år mange flagermus ved vindmøller på land (fx Ahlén 2010, Arnett m.fl. 2015). Dertil kommer drabstallene for kystnære og offshore vindmøller og andre infrastrukturanlæg, men der er meget begrænset viden dette. For små, fragmenterede bestande af sjældne arter, der grundet deres fåtallighed sjældent findes dræbte ved veje og vindmøller, vil selv enkelte drab pga. infrastrukturanlæggene hurtigt have en negativ effekt på bestandenes status. For mere almindelige arter vil de kumulative effekter af fx drab ved vindmøller i hele bestandens udbredelsesområde have negative effekter på arternes overlevelse over længere tid (Rydell m.fl. 2011, Frick m.fl. 2017, Voigt m.fl. 2012, 2015). **Disse effekter på bestandenes status kan ikke registreres ved korte undersøgelser i et lille projektområde.**

### **Landskabs- og habitatbrug**

De højeste tætheder af flagermus og den højeste diversitet af arter findes i landskaber med skov, særligt løv- og blandingsskov, men også nåletræsdominerede skove fremmer forekomst og tæthed, ligesom mosaiklandskaber med småskove, læhegn og permanente græsarealer, vådområder, vandløb, søer og lign. I sådanne landskaber skal der tages vidtstrakte beskyttelseshensyn til flagermusene.

Flagermusenes temporære og rumlige brug af landskabet er meget dynamisk og fleksibel fra nat til nat og gennem sommerhalvåret. Den er meget afhængig af hvor der findes rige insektforekomster på et givet tidspunkt (Encarnaçao m.fl. 2010, Kirkpatrik m.fl. 2018). Alle flagermusarter bruger landskabet i stor skala. I yngletiden, hvor hunnerne ofte flere gange i løbet af natten skal hjem til ynglekvarteret (dagrastestedet for individerne i ynglekolonien) for at give ungerne die, skal der være rigeligt udbud af jagtbare insekter i nærområdet, dvs. inden for nogle få kilometers afstand for nogle arters vedkommende. Visse hurtigtflyvende arter har dog væsentligt større aktionsradius, fx kan brunflagermus fouragere mere end 30 km fra deres dagrastesteder i mosaiklandskaber med skov og åbne landbrugsområder, og ynglende damflagermus fouragerer ofte mere end 20 km fra ynglekvartererne (Roeleke m.fl. 2016, 2020, Ciechanowski m.fl. 2017).

Flagermusenes brug af landskabet er kontekstafhængig, dvs. brugen af bestemte landskabslementer og hvor langt flagermusene flyver for at finde de nødvendige ressourcer afhænger af landskabets sammensætning (fx Heim m.fl. 2017, 2018). Flagermus i en ynglekoloni har flere jagtområder inden for deres yngleområde. De kan besøge de forskellige jagtområder flere gange på en nat. Forskellige jagtområder kan være afgørende for lokale områders bæreevne på forskellige tidspunkter af året. Der kan være meget stor forskel i størrelsen af det samlede jagtområde mellem flagermuskolonier hos samme art og sågar også på jagtområderne for de enkelte flagermus i en ynglekoloni (fx Zeale m.fl. 2016, Kirkpatrik m.fl. 2019).

Hos nogle arter har flagermusene i en ynglekoloni oftest kun ét ynglekvarter, mens flagermusene i en ynglekoloni hos andre arter kan have flere ynglekvarterer inden for ynglestedet (fx Zeale m.fl. 2016). Alle flagermusarter har forskellige levesteder om sommeren og vinteren. Arternes trækafstande varierer fra lokale træk til egnede vinterrastesteder nær sommerlevesteder, til lange trækafstande på over 1000 km (Hutterer m.fl. 2005, Møller m.fl. 2013).

### **Nødvendig beskyttelse i tid og rum for at sikre gunstig bevaringsstatus**

Jævnfør ovenstående er det meget komplekst at afgrænse flagermusbestande for de forskellige arter på en biologisk meningsfuld måde i forhold til enkelte projektområder. I praksis er det nok umuligt. Det være sig både de lokale ynglebestande om sommeren, men især for de trækkende bestande, som bliver påvirket af anlægsprojekter eller planer.

Hvis beskyttelsen af et ynglested skal være funktionel og økologisk meningsfuld, skal beskyttelsen ikke blot dække de strukturer (træer med hulheder, bygninger, og lign.) som flagermusene i en ynglekoloni benytter som dagkvarterer. Beskyttelsen skal også dække jagtområderne for flagermusene i ynglekolonien. Hvis den økologiske funktionalitet af området forringes omkring strukturerne, hvor de ynglende flagermus raster om dagen, vil man i

praksis ødelægge ynglestedet som et funktionelt ynglested. Biologisk set forringes den økologiske funktionalitet af et ynglested og levestederne uden for yngletiden også, hvis mortalitetsrisikoen for flagermus øges i området, fx ved opstilling af vindmøller.

Der skal også tages hensyn til flagermus i vigtige trækruter for forårs- og efterårstrækkene og omkring vigtige vinterraststederne, samt 'mellemkvarterer' som flagermusene benytter som yngle- og rastesteder i parringssæsonen i sensommeren og efteråret. Flagermusenes krav til mellemkvarterne er formentlig mindre og mellemkvarterne er mindre bundet til bestemte strukturer fra år til år.

Ændres den økologiske funktionalitet omkring vigtige overvintringssteder, fx ved opstilling af vindmøller omkring kalkgruberne i Midtjylland og Himmerland, kan det hurtigt påvirke bevaringsstatus negativt for de nationale bestandes af alle de arter, der overvintrer i gruberne.

Hvis forsigtighedsprincippet skal anvendes for at beskytte den økologiske funktionalitet og de påvirkede flagermusbestandes status, skal det anvendes i retning af at reducere og fastholde en lav risiko for negative effekter af anlægsprojekter, planer og programmer på de beskyttede arter.

**1. Hvordan skal en undersøgelse udføres for at få det bedst mulige grundlag, for at kunne estimere størrelsen af en bestand i et givent område? Hvordan kommer man tættest på at kunne vurdere et områdes betydning for en given art og hvad er minimumskravet for at kunne opnå denne viden? Her tænkes bl.a. på krav til udstyr, antal lyttedage, vejforhold og tidspunkter på året.**

Det er meget komplekst at afgrænse flagermusbestande. Følgelig vil det kræve meget omfattende, årelange studier i og uden for et projektområde for at få tilnærmelsesvis troværdige estimater på størrelserne af lokale bestande af forskellige arter. I praksis er det formentlig umuligt at estimere størrelsen af flagermusbestande, specielt størrelserne af de trækkende bestande og hvilke andele af arternes samlede 'fly-way'-bestande, som forekomsterne i et projektområde udgør. Derfor bør der anlægges stor forsigtighed i vurderinger af anlægsprojekters påvirkninger af flagermusbestandenes status.

Grundige undersøgelser er nødvendige for at konstatere om der er faste forekomster af flagermus i et område, om det er del af ynglestedet for flagermus og hvordan de forskellige arter bruger området i løbet af sommerhalvåret (april-september). Afhængigt af tæthed og artsdiversitet af flagermus i et område og anlægsprojektets karakter (øger projektet dødeligheden for flagermus, ødelægges potentielle yngle- og rastesteder, og lign.), kan man dog graduere omfanget af undersøgelserne i forhold til periode og intensitet (antal nætter pr. måned i relevante perioder).

Flagermus' brug af landskabet er kontekstafhængigt og meget fleksibel. Derfor skal undersøgelser inkludere større områder i oplandet omkring selve projektområdet. Herved fås et indblik i hvilke af lokalområdets arter, der kan forekomme i projektområdet efter et evt. anlæg er opført. Det er særligt aktuelt, hvis et anlægsprojekt kan føre til øget dødelighed for flagermusene.

Det er essentielt at vide, om projektområder udgør dele af et ynglested for flagermus. Forekomster af flagermus i og omkring et projektområde skal undersøges grundigt i sommermånederne (juni-august) for at konstatere dette, og i forsøget på at finde lokale ynglekolonier. Det er især vigtigt, hvis anlægsarbejdet indebærer fældning af træer eller nedrivning af bygninger. Det er en meget omfattende opgave at finde alle kolonier i et større område, og ofte er det umuligt at finde alle kolonier for alle arter. Ved fundne kolonier i og omkring projektområdet kan antallet af udflyvende individer tælles. Flagermus fra samme ynglekoloni kan dog have flere yngle- og rastekvarterer, som de skifter mellem i løbet af sommeren. Der kan selvsagt være flagermus fra flere ynglekolonier i og omkring et projektområde. Derfor er optællinger af enkelte kolonier af en art ikke nødvendigvis en retvisende indikator for størrelsen af de lokale flagermusbestande.

Hvis projektområdet ligger i eller nær vigtige trækruter for flagermus, skal undersøgelsen dække hele trækperioderne om foråret og efteråret (marts til maj og medio-august til medio-oktober). Det gælder både ved landbaserede, kystnære og offshore projekter. Trækruterne for flagermus er meget dårligt beskrevet. Indtil der er større viden om dette, bør der anlægges stor forsigtighed med anlæg i potentielle trækruter – se spg. 18.

Omkring større vinterrastesteder (fx under 5 km) er det essentielt at eventuelle undersøgelser dækker 1) hele udflyvningsperioden for alle arterne i et overvintringssted (tidlig marts – sen-maj ved kalkgruber), 2) sværmning i sensommeren (august – tidlig september) og 3) selve indflyvningen hen over efteråret (september – medio-oktober) (Baagøe & Degn 2004, 2009, E.T. Fjederholt pers. medd.). Flagermusene samles kortvarigt ved vinterrastestederne i sværmningsperioden. Sværmning er en del af yngleaktiviteten, der er vigtig for udvekslingen af gener mellem forskellige delbestande (Furmankiewicz & Altringham 2007). Infrastrukturanlæg, fx vindmøller, der kan øge mortalitetsraten, bør jvf. forsigtighedsprincippet ikke der anlægges omkring større vinterrastesteder – se spg. 3.

Flagermusenes brug af landskabet varierer gennem året og fra år til år. Derfor er det utilstrækkeligt blot at registrere forekomster og adfærdsmønstre i et projektområde i et par nætter i et enkelt år. For- og efterundersøgelser bør derfor altid dække de relevante perioder over 2-3 år.

Til registrering og artsbestemmelse af flagermus skal anvendes ultralydsdetektorer, der kan optage og gemme optagelser af høj kvalitet af flagermusenes sonarskrig. Detektorerne skal kunne samle high-speed (dvs. en høj sampling-rate) og full-spectrum optagelser, fx Petersson D500X, Batlogger A/A+. Nogle arter er vanskelige eller umulige at bestemme alene ud fra lydene (se fx Ahlen & Baagøe 1999, Barataud 2015, Søgaard m.fl. 2017). Hvis sådanne arter registreres bør man foretage manuelle monitoringer eller netfangster for at sikre en præcis artsbestemmelse. Alle registrering af vanskelige arter skal valideres af kompetente specialister med mange års erfaring med akustisk artsregistrering af flagermus.

Der bør altid gennemføres både manuelle registreringer og registreringer med passive detektorer. Manuelle registreringer og direkte observationer af flagermusene giver en nødvendig detaljeret viden om flagermusenes adfærd

og brug af et projektområde, fx hvor og hvordan de krydser vejtracéer. Manuelle registreringer skal gennemføres på lune nætter med svage vinde og uden nedbør.

De passive detektorer giver mulighed for at lytte meget systematisk flere steder i og omkring projektområdet over flere nætter (fx 4-7 nætter pr. måned i relevante perioder). Derved kan man få indblik i hvor regelmæssigt, hvor og hvornår i løbet af nætterne de forskellige arter forekommer i og omkring et projektområde. I forbindelse med undersøgelser på træksteder er det vigtigt at undersøgelserne dækker alle nætter med egnede vejrforhold. Dvs. man bør have permanent overvågning alle nætter gennem trækperioden.

Det kræver stor viden og erfaring om flagermusarternes adfærd for at finde alle arter i et område. De automatiske passive detektorer skal placeres rigtigt i forskellige habitater/mikrohabitater for at registrere alle arter i et område.

Grundige metodebeskrivelse og resultater fra flagermusundersøgelser til miljøkonsekvensvurderinger og lign. herunder eksempler på optagelser til artsbestemmelser, bør være offentligt tilgængelige. Artsbestemmelser af lydsekvenser af vanskelige arter bør altid valideres af kompetente specialister.

**2. Hvilke elementer (ældre huse, gamle træer, skove, søer, ledelinjer som levende hegn, vandløb, osv.) bør udløse en feltundersøgelse af flagermus i forbindelse med eksempelvis opstilling af vindmøller eller infrastrukturprojekter som veje, jernbaner, kabelnedlægninger og lignende?**

**Er der en nedre grænse for, hvad der skal være tilstede af strukturer i et område, før man kan vurdere ud fra eksempelvis luftfoto, at der ikke er grund til at lave en flagermusundersøgelse i forbindelse med de ovenstående projekter?**

**Er der dele af landet, hvor den geografiske placering alene medfører, at det ikke giver fagligt mening at udføre flagermusundersøgelser?**

Der er ingen landsdele, hvor der ikke forekommer flagermus, og derfor i udgangspunkt ingen områder, hvor det ikke giver fagligt mening at udføre flagermusundersøgelser ifm. anlægsprojekter (Baagøe & Jensen 2007, Møller m.fl. 2013). Der er dog stor forskel på artsdiversitet og bestandstætheder af flagermus i forskellige landskaber. Afhængigt af tæthed og artsdiversitet af flagermus i projektområdet og det omkringliggende landskab, kan man graduere omfanget af undersøgelserne (fx Ahlén & Baagøe 2017).

De højeste tætheder og den højeste artsdiversitet findes generelt i landskaber i landskaber med løv- og blandingsskov, mosaiklandskaber med skove og levende hegn, vandløb, fjorde, vådområder, og lign. (Baagøe & Jensen 2007, Møller m.fl. 2013). I det vestligste Jylland og i store, åbne landbrugslandskaber er tætheden og artsdiversiteten af flagermus generelt lavere.

For nogle anlægstyper er der begrænset behov for grundige undersøgelser. Det gælder fx nedlægning af kabler, gasledning i åbne landskaber, hvor anlægsarbejdet ikke eller kun i begrænset omfang påvirker vigtige levesteder for flagermus (skove, beskyttede fjorde, vådområder, strukturer med potentielle yngle- og rastesteder) og hvor projektet i driftsfasen ikke fører til væsentlige ændringer i projektområdets økologiske funktionalitet for flagermus. Til miljøvurderinger af sådanne projekter kan kort og luftfotos anvendes til at afgøre

om projektområdet og nærområder kan være vigtige dele af de lokale flagermus' levesteder.

For andre projekter i åbne landskaber kan man begrænse undersøgelsesperioderne til sommermånederne og tidlig efterår. Dog skal man være opmærksom på om området kan ligge i eller nær en vigtig trækrute for flagermusene, samt at nogle arter ofte fouragerer over åbne landskaber, fx damflagermus ved Limfjorden (Baagøe & Jensen 2007, Therkildsen m.fl. 2020).

**3. Er der nogle mindstedistancer fra de ansøgte projekt-typer, fx vindmøller og veje, til de enkelte elementer (skov, ældre træer, levende hegn, ældre huse, søer, osv.) der gør, at der ikke behøver at foretages en undersøgelse eller at undersøgelsen kan reduceres (se evt. spørgsmål 5)?**

I områder med stor artsdiversitet eller tæthed af flagermus, fx under 2 km til større løv- og blandingsskove (>10 ha) eller under 5 km fra vigtige vinterraststeder, bør der jvf. forsigtighedsprincippet ikke tillades infrastrukturanlæg, der øger dødeligheden for flagermus, fx vindmøller, da driftsstop ikke forhindrer alle vindmølledrab af flagermus og risikoen for negative bestandseffekter ikke kan udelukkes (Ahlén & Baagøe 2013). I sådanne områder er der derfor ikke behov for undersøgelser for sådanne projekter. Grundlige faglige screeninger vil identificere sådanne områder.

Der ud over giver det ikke biologisk mening at fastlægge bestemte afstande til landskabselementer, som overflødiggør undersøgelser af flagermus. Roleleke m.fl. (2016) viste, at brunflagermus synes at anvende vindmøller som pejlemærker under deres ofte mere end 20 km lange natlige jagtturer i nordtyske mosaiklandskaber. Specielt hunner synes ligefrem at bruge områder omkring fra vindmøllerne mere end andre områder over åbent land.

Der findes mange døde flagermus ved vindmøller opstillet i eller nær skov, og modelleringer viser, at risikoen for vindmølledrab af flagermus er forhøjet op til 5 km fra skov og vådområder (Santos m.fl. 2013). Disse modelleringer var baseret på data om arternes forekomst, arealanvendelse, topografiske og empiriske data for flagermusdrab ved eksisterende vindmøller. Opstilling af nuancerede modeller og artsspecifikke risikokort for vindmølledrab på flagermus i Danmark vil kræve, at der tilvejebringes mere systematiske data for de forskellige flagermusarters habitatbrug samt troværdige data om kollisionsmønstre gennem hele sommerhalvåret og træktiden ved vindmøller forskellige steder i Danmark.

I mosaiklandskaber med høje flagermustætheder bør man også holde stor afstand til skove, levende hegn, småbiotoper og vådområder ved opstilling af vindmøller. Man finder typisk lavere aktivitet af flagermus over marker end langs nærliggende hegn og skovbryn (fx Heim m.fl. 2016). Det kan dog ikke bruges som argument for, at der er minimal risiko for flagermusdrab at opstille vindmøller på marker tæt til disse landskabselementer. Flagermus brug af landskabet er meget dynamisk (Heim m.fl. 2018). Hvis der opstilles vindmøller på markerne nær de levende hegn og skovene vil flagermusene i større grad flyve ud over markerne og opsøge vindmøllerne (Arnett m.fl. 2015).

Pga. de forskellige arters habitatpræferencer (Baagøe & Jensen 2007, Møller m.fl. 2013) kræver beskyttelsen af nogle arter andre hensyn end andre arter



ift. forekomsten af forskellige landskabselementer. Der forekommer fx dam-flagermus, over meget åbne områder med strandenge, vejer og landbrugsområder omkring Limfjorden, bl.a. vest for Aalborg ved traceet for den tredje Limfjordsforbindelse (Therkildsen m.fl. 2020, pers. obs.).

**4 & 5. Kan resultater fra artikler der beskriver eksempelvis tyske og svenske forhold, antages at kunne overføres til danske forhold, fx "Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein" [LANU 2008]?**

**Er afstandene i skemaet [fra myndighederne i Slesvig-Holsten, LANU 2008] også retvisende i forhold til danske forhold, eller er der nyere viden eller andre årsager til at tilpasse afstandene og hvad bør de i så fald være?**

De forskellige flagermusarter, der forekommer i Danmark, må forventes at have samme adfærd i forhold til vindmøller i alle dele af deres udbredelsesområde. Resultaterne fra de mange grundige undersøgelser, der er gennemført i andre europæiske lande, kan derfor overføres til danske forhold. Dog skal man være varsom med at overføre alle aspekter af flagermusenes habitatbrug direkte, hvis forholdene er meget forskellige fra de danske, fx er skov i Nordsverige af en helt anden karakter og betydning for flagermusene end i Danmark.

Afstande i de slesvig-holstenske myndigheder og andre offentlige vejledninger og forvaltningsplaner (fx LANU 2008, EUROBATS 2015) er baseret på daværende vidensniveau og et kompromis mellem flagermuseksperters vurderinger og myndigheders prioriteringer. De afstande som angives i LANU (2008) og EUROBATS (2015) er utilstrækkelige korte ift. flagermusenes brug af landskabets ressourcer (se tidligere). Afstandene kan ikke erstatte grundige undersøgelser af flagermus ift. opstilling af vindmøller og hvilke hensyn der evt. skal indarbejdes i driftstilladelserne for møllerne.

Man bør ikke opstille vindmøller inden for 5 km fra kalkgruberne i Midtjylland og Himmerland og lignende vigtige vinterrastesteder for flagermus. Omkring skove og i mosaiklandskaber bør man holde en afstand på 2 km til større skove (>10 ha) og skove med høj diversitet eller tæthed af flagermus eller ynglesteder for sjældne arter (Ahlén & Baagøe 2013). Hvis der alligevel opstilles vindmøller nær skov og i mosaiklandskaber, skal der tages vidtstrakte hensyn til risikoen for flagermusdrab i driftstilladelsen for møllerne, jvf. forsigtighedsprincippet.

**6. Kan man sige noget om, hvor stor en population skal være, i forhold til at kunne tåle x antal tab om året? Eller er der en nedre grænse for, hvornår ethvert tab af enkeltindivider utvivlsomt vil påvirke en lokal-bestand negativt? Evt. sat i relation til en forventelig tilvækst og arter som er særligt følsomme over for tab af enkeltindivider eller indskrænkning af yngle/rasteområdet.**

Der dræbes hvert år hundredetusindvis af flagermus ved vindmøller i Europa (fx Ahlén 2010, Arnett m.fl. 2015). Dertil kommer drabstallene for kystnære og offshore vindmøller. Tabstallene ved møller på havet kan givetvis være store, men emnet er meget dårligt undersøgt. Flagermusene dræbes dels af direkte kollisioner med de roterende vinger, og dels ved biotraumer, hvor

lunger eller ørerne ødelægges pga. de kraftige ændringer i lufttrykket omkring de roterende vindmøller. Dødsårsagen er underordnet i forhold til betydningen af vindmølledrabene på flagermusbestandenes status.

Modelleringer indikerer, at en 2% stigning i den årlige dødelighed for voksne flagermus kan resultere i en bestandstilbagegang for nogle arter (Zeale m.fl. 2016). Sunde bestande i gunstig status vil producere et overskud af individer i gode år som 'forsikring' mod naturlige fluktuationer i klima- og miljøforholdene og tilfældige begivenheder i dårlige år.

Hvor mange vindmølle drab en bestand kan 'tåle' afhænger af bestandens størrelse. Jo mindre en bestand er, jo færre drab kan bestanden selvsagt tåle, før dens status bliver forringet. Et acceptabelt antal vindmølle drab for en bestand skal altid ses i relation til bestandens størrelse. Som tidligere nævnt er afgrænsningen af lokale bestande yderst kompliceret. Derfor giver det ikke biologisk mening at angive et endeligt antal vindmølle drab som en lokal bestand kan tåle på kort eller lang sigt fra enkelte møller.

I forhold til risikoen for flagermusdrab ved vindmøller, skal tabet fra en bestand ikke blot ses i forhold til enkelte møller eller det enkelte projekt. **Risikoen for drab af flagermus i en bestand skal vurderes i forhold til alle de vindmøller, der ligger i og omkring flagermusenes ynglesteder, og alle de vindmøller, som flagermusene kommer i kontakt med under trækket mellem sommerlevesteder og vinterrastestederne.**

#### **7. Kan man estimere et tabstal for en vindmølle i forhold til de enkelte arter og eksempelvis tilstedeværelsen af levende hegn, vandløb, skov, osv.?**

Der findes typisk flest døde flagermus ved vindmøller opført i eller nær vigtige levesteder for flagermus så som skov, mosaiklandskaber, vådområder og trækkorridorer (Traxler m.fl. 2004, Rydell m.fl. 2011, Arnett m.fl. 2015, EUROBATS 2015).

Der foreligger ikke data ud fra hvilke det er muligt at estimere risikoen eller tal for flagermusdrab ved vindmøller i forhold til landskabskarakteristika i Danmark. Før-undersøgelser ifm. vindmølleprojekter i Storbritannien er dårlige til at forudsige risikoen for flagermusdrab i driftsfasen – se spg. 21 (Lintott m.fl. 2016). Uden grundige efterundersøgelser på dette område er det ikke muligt at udtale yderligere.

#### **8. Er der nogle gennemsnitstal for drab af flagermus per vindmølle i Danmark?**

Der er ingen repræsentative tal for drab af de forskellige flagermusarter per vindmølle i Danmark. Der er foretaget uendelig få undersøgelser af vindmølle drab på flagermus i Danmark sammenlignet med volumen og kvaliteten af undersøgelser i andre europæiske lande.

Aarhus Universitet fandt enkelte døde flagermus i det nationale testcenter for vindmøller i Østerild (Elmeros m.fl. 2017). Der er angiveligt foretaget mindre undersøgelser for enkelte andre vindmølle anlæg (pers. medd. fra rådgivere

og kommuner). Resultaterne af disse undersøgelser og beskrivelse af undersøgelsesperiode, eftersøgningsmetode og statistiske korrektioner for eftersøgningsindsats og -effektivitet er ikke offentliggjort, hvorfor kvaliteten af dem ikke kan vurderes.

I mangel af tal for Danmark er de bedst sammenlignelige data formentlig estimerede af vindmøllekrab på flagermus i Tyskland. En større systematisk undersøgelse, der dækkede vindmøller i hele Tyskland og korrigerede observerede tal for eftersøgningseffektiviteten, estimerede at der dræbes 10-12 flagermus pr. mølle pr. år i Tyskland (Korner-Nievergelt m.fl. 2013).

Ved ældre tyske undersøgelser observerede man 2-3 døde flagermus pr. mølle pr. år (Seiche 2008, Dürr 2009). Disse observerede tal og andre tal, fx i EUROBATS (2015), underestimerer de reelle mortalitetsrater i væsentlig grad, da tallene ikke er korrigerede for sandsynligheden for finde kadavere ved eftersøgningerne eller for kadavere, der fjernes af rovdyr og -fugle.

Selv ved landbaserede møller er det svært at finde og registrere døde flagermus under vindmøller på grund af flagermusenes størrelse. Brug af trænedede hunde øger effektiviteten markant (Arnett 2006, Mathews m.fl. 2013). Ved nyere, meget store møller kræver det tillige meget store eftersøgningsområder, da flagermusene ved kollisioner kan blive slynget langt fra selve møllen.

I en større britisk systematisk undersøgelse, hvor man ligeledes korrigerede for eftersøgningseffektivitet, fandt man op til 5,25 flagermus pr. vindmølle pr. måned i undersøgelsesperioden (Mathews m.fl. 2016). Undersøgelsen forløb kun over en 3-måneders periode i sensommeren og tidlig-efteråret, men blev gentaget over 2-3 år. Antallet af flagermusdrab pr. vindmølle varierede mere end en faktor 10 fra år til år på de enkelte lokaliteter. 1-2 årige efterundersøgelser efter døde flagermus kan derfor ikke anses som repræsentative. Der bør endvidere være løbende eller regelmæssige efterundersøgelser, hvis der ikke er driftsstop på møller, for at vurdere evt. behov. Se også spg. 21..

Det er særligt udfordrende at estimere antallet af vindmøllekrab, hvis man ikke finder døde flagermus, men en 0-registrering kan både være bevis for fravær af flagermusdrab og fravær af bevis for flagermusdrab (Huso m.fl. 2015). Fravær af bevis kan hænde ved mangelfulde undersøgelser med en lav eftersøgningseffektivitet, fx ved vindmøller på en mole eller i skov, hvor det meste af 'nedfaldsområdet' er dækket af vand eller af skov, hvor det er tilnærmelsesvis usandsynligt at finde flagermuskadavere. Drab af sjældne arter, der på grund af arternes status vil være meget sjældne og tilfældige hændelser, vil ligeledes være svære at registrere og estimere antallet af. For metoder se Korner-Nievergelt m.fl. (2013) og Huso m.fl. (2015).

### **9. Har højden på en mølle betydning for påvirkningen på flagermus? Er der større dødelighed ved lavere vindmøller eller øges dødeligheden med størrelsen på vingelængden og det deraf større areal hvor der er vingebevægelse?**

Antallet af flagermus, der dræbes ved en vindmølle, stiger med stigende højde af vindmøllen og stigende længde af møllevingerne, mens afstanden mellem møllevingspidsen og jorden ikke har indflydelse på antallet af døde flagermus (Barclay m.fl. 2007, Grodsky m.fl. 2011, Mathews m.fl. 2016).

Antallet af flagermusdrab pr. vindmølle stiger markant med stigende tårnhøjder ved højder over 50 m, især for møller i skov (Hötcker m.fl. 2006). Disse undersøgelser er foretaget ved møller med en tårnhøjde op til ca. 100 m. Da flagermus modsat mange fugle aktivt opsøger vindmøller og flyver op langs tårne og vinger, må den positive korrelation mellem antallet af flagermusdrab og hhv. højde af møllen og længden af møllevingerne forventes at fortsætte for møller med højere tårnhøjde end 100 m. Disse sammenhænge mellem antallet af døde flagermus ved vindmøller og møllernes højde/vingernes længde er især tydelige ved møller opstillet i og nær skov.

Under de meget ekstensive undersøgelser af flagermus ved testcentret i Østerild blev der ikke undersøgt flere møller af forskellige højder i samme område, og der foreligger ikke sammenlignelige undersøgelser af møller med forskellige højder fra flere områder (Therkildsen & Elmeros 2017). Derfor er det fejlagtigt på baggrund af disse undersøgelser at konkludere, at der ikke er sammenhæng mellem antallet af døde flagermus og vindmøllers højde, som det er gjort i nogle miljøvurderinger.

**10. Har antallet af møller i et område betydning for tabstallet af flagermus, giver flere møller i et område større tabstal per mølle end for mølleområder med få eller kun en enkelt mølle?**

Jo flere vindmøller der står i et område, jo flere flagermus kan man forvente der bliver dræbt i området (Mathews m.fl. 2016). Følgelig skal antallet af vindmølledrab pr. art pr. vindmølle være lavere jo flere vindmøller, der står i et område, hvis den samlede mortalitet ikke skal have negative effekter på de lokale og trækkende flagermusbestandes status.

**11. I forvaltningsplanen fremgår det at: ”Den eneste sikre metode til at undgå drab af flagermus i flagermusrige områder er at slukke for vindmøllerne ved lave vindhastigheder (under ca. 5-6 m/sek.). I de perioder hvor de store insektansamlinger forekommer (dvs. om natten i perioden ca. 15. juli til ca. 15. oktober)”. Hvad ligger til grund for denne periode?**

Hvis man anvender driftsstop på vindmøller ved vindhastigheder under 5-6 m/s i perioden 15. juli til 15. oktober, vil det så reducere tabet i tilstrækkelig grad til at enhver placering kan tillades?

Hvis ikke, hvilke krav til driftstoppet vil så være nødvendige for at kunne reducere tabstallet til et for bestandene tåleligt niveau? Her fokuseres primært i forhold til yngle/rasteområder, men også på perioden, hvor flagermusene trækker. Kan/skal der tilføjes andre parametre som enten muliggør øgede driftsmuligheder som eksempelvis, temperatur over 10 grader, ingen regn, hele natten eller kun omkring solnedgang/solopgang og skal perioden udvides til at gælde fra eksempelvis 1. maj?

Ved landbaserede vindmøller sker de fleste flagermusdrab i sensommeren og først på efteråret på lune nætter uden nedbør med rolige vindforhold, hvor energiproduktionen er lav (Arnett m.fl. 2015, EUROBATS 2015). Stop af vindmøller er den eneste tilnærmelsesvis effektive og operationelle metode til at reducere risikoen for flagermusdrab (Baerwald m.fl. 2009, Arnett m.fl. 2011). Det er formentlig ud fra disse observationer Naturstyrelsen (NST) definerede en periode og forholdene for eventuelle driftsstop af vindmøller i forvaltningsplanen.

Jo længere periode med driftstop, jo højere cut-in-vindhastighed, jo lavere temperatur, jo bedre beskyttelse af flagermusene. Den af NST skitserede periode og vejrforhold for driftsstop af vindmøller er ikke dækkende for alle perioder og vejrforhold, hvor der sker flagermusdrab ved møllerne. Hvorvidt perioden er tilstrækkelig for at beskytte alle lokale, nationale og internationale bestandes status i forhold til effekter på kort sigt eller kumulative effekter på lang sigt kan ikke vurderes ud fra den begrænsede kvantitative viden man har om bestandsudviklingen og -dynamikken i de forskellige flagermusarter (Rydell m.fl. 2011, Frick m.fl. 2017, Voigt m.fl. 2012, 2015).

Flagermusaktiviteten i nacellehøjde (højden af møllehuset) falder med stigende vindhastigheder (fx Korner-Nievergelt m.fl. 2013). Der er også flagermusaktivitet i nacellehøjde ved vindhastigheder op til 10-12 m/s (fx Elmeros m.fl. 2017, de Jong m.fl. 2019). Der er en stærk korrelation mellem flagermusaktivitet i højden ved vindmøller og antallet af døde flagermus under møllerne, dvs. der er også risiko for flagermusdrab ved 10-12 m/s (Korner-Nievergelt m.fl. 2013, Arnett m.fl. 2015). Specielt på lune nætter kan der være høj aktivitet ved vindmøller ved høje vindhastigheder (de Jong m.fl. 2019).

Undersøgelserne af effektiviteten af driftsstop er gennemført ved relativt lave vindmøller (mindre end 80 m). Risikoen for uforsætlige drab på flagermus er højere ved høje vindmøller. For højere vindmøller bør cut-in-vindhastighed øges, fx 8-10 m/s, for at sikre en tilstrækkelig reduktion i risikoen for flagermusdrab.

Der er højest aktivitet af flagermus omkring vindmøller og de flest vindmølledrab sker på nætter med temperaturer på mere end 10° C (Arnett m.fl. 2015, de Jong m.fl. 2019). Driftsstop ned til lavere temperaturer, fx 8° C vil selvfølgelig nedsætte risikoen for vindmølledrab yderligere. Aktiviteten af flagermus ved vindmøller falder med stigende nedbørsmængde. Den er meget lav ved mere end 5 mm nedbør. Nedbør i en kort periode i løbet af en nat betyder ikke, at der ikke er risiko for vindmølledrab i de tørre perioder af natten.

Flagermusene er ikke kun aktive i få timer efter solnedgang og få timer før solopgang. Driftsstop på vindmøller bør altid dække hele natten for at reducere risikoen for drab af flagermus – både i yngletiden og i trækperioderne.

De fleste eftersøgninger af vindmølledræbte flagermus er begrænset til sensommer og efteråret. De kan derfor ikke anvendes som argument for at der ikke sker vindmølledrab i andre perioder, fx tidligere på sommeren og i trækperioderne om foråret og senere på efteråret. Hvilke perioder som de enkelte vindmøller bør være underlagt driftsstop i, afhænger af om møllerne er opstillet i og nær yngleområder, trækruter eller vinterrastesteder. I forhold til trækruterne gælder dette både for landbaserede, kystnære og offshore vindmøller.

Hvis vindmøller står i eller nær vigtige trækruter skal driftsstopperioden dække hele trækperioderne om foråret og efteråret og ved højere vindhastigheder. Hvis man opstiller vindmøller nær vigtige vinterrastesteder, skal driftsstop-perioden dække hele udflyvningsperioden gennem foråret, sværtningsperioden i sensommeren og indflyvningen hen over efteråret for alle arterne i vinterrastestedet og ved højere vindhastigheder.

Ved vurdering af risikoen for flagermusdrab og behovet for driftsstop for kystnære og offshore vindmøller bør forsigtighedsprincippet anvendes under

hensyn til den manglende viden om flagermusdrab ved disse mølletyper for at beskytte flagermusene tilstrækkeligt.

## **12. Kan man ved brug af driftsstop så argumentere for, at der ikke behøver at foretages en forundersøgelse?**

Det kommer selvsagt an på, hvor omfattende driftsstop, der tænkes på. Grundige, fagligt objektive screeninger og før-undersøgelser er vigtige for at identificere lokaliteter med høje forekomster af flagermus. I sådanne områder bør man helt undgå opstilling af vindmøller, jf. forsigtighedsprincippet da driftsstop generelt ikke udelukker vindmøllekrab af flagermus. Der er flere gode eksempler på at grundige før-undersøgelser har resulteret i, at man undlod at opstille møller på flagermusrige lokaliteter/i eller nær vigtige trækruter (EUROBATS 2015).

Hvis der alligevel opsættes vindmøller i områder med høj forekomst eller høj artsdiversitet af flagermus på et givet tidspunkt af året, bør møllerne være pålagt mere vidtrækkende driftsstop end de minimale krav, som Naturstyrelsen skitserer i sin forvaltningsplan, fx op til vindhastigheder på 10-12 m/s i nacellehøjde, gælde hele natten og over længere perioder.

## **13. Findes der langtidsprognoser for vindmøllers påvirkning af bestandene, her tænkes primært på en periode på ca. 25 år der svarer til en vindmølles levetid. I så fald, hvad lyder prognoserne på? Findes prognoserne for de enkelte arter?**

Man skal altid forvalte og risikovurdere artsvis. Hvis man vurderer arterne som en samlet gruppe, kan fremgange hos almindelige arter dække over tilbagegange for andre og uddøen af sjældne arter.

Modelberegninger indikerer, at den kumulative effekt af vindmøllekrab over 30 år alt andet lige kan føre til bestandstilbagegange for almindelige arter som brunflagermus på ca. 40 % og for troldflagermus på ca. 60 % (Rydell m.fl. 2011). Ved modelleringerne er anvendt observerede mortalitetsrater pr. vindmølle pr. år i Tyskland (0,9 brunflagermus og 0,7 troldflagermus pr. mølle pr. år). Mortalitetsrater i Tyskland svarer til hvad man må forvente i Danmark indtil der er repræsentative tal her fra landet. Som nævnt underestimerer observerede tal for døde flagermus pr. vindmølle pr. år den reelle mortalitet, da tallene ikke er korrigeret for sandsynligheden for at overse kadavere ved eftersøgningen eller for kadavere, der fjernes af rovdyr og -fugle inden eftersøgningen. Dvs. modelleringerne må forventes at underestimere effekten af vindmøller på flagermusbestandenes størrelse og status.

Bestandsudviklingen for brun- og troldflagermus er modelleret ved en tæthed af vindmøller, der kun er ca. 20 % af den nuværende tæthed af vindmøller i Danmark (Rydell m.fl. 2011, [www.ens.dk](http://www.ens.dk)). En større tæthed af vindmøller medfører en risiko for flagermusdrab og større risiko for bestandstilbagegange for flagermus i Danmark. Brunflagermus og troldflagermus er nogle af de arter, der trækker længst (Hutterer m.fl. 2005). De individer, der optræder i Danmark, udgør således dele af arternes fly-way-bestande, som vi deler med andre lande i Nordvesteuropa.

**14. Hvad er det bedste grundlag i forhold til at kunne vurdere tabstab i forhold til infrastrukturprojekter som veje og jernbaner? Er der en nedre grænse for hastighed på veje, hvor tabstallet reduceres markant og er der en øvre grænse hvor antallet af tab ikke øges?**

Vejanlæg, jernbaner og trafikken på dem kan have negative effekter på flagermusenes bevaringsstatus (Møller & Baagøe 2011, Abbott m.fl. 2015). Dels ødelægges og fragmenteres flagermusenes levesteder, inkl. yngle- og rastesteder ved anlægsarbejdet, dels dræbes flagermusene af trafikken. Desuden forringer støj- og lysforureningen fra trafik anlæggene den økologiske funktionalitet af de omkringliggende områder (Rowse m.fl. 2015). Man ser sjældent trafikdræbte flagermus når man kører forbi. Det skyldes bl.a. dyrenes størrelse og at de ved kollisionen kan blive slynget ud i vegetationen i vejrabatten. anbefalinger til undersøgelse af flagermus ifm. veje kan findes i Vejdirektoratets vejledning om flagermus (Møller & Baagøe 2011). Nyere vurderinger af afværgeforanstaltninger og deres ofte manglende effektivitet kan findes i Møller m.fl. (2016).

Der er en positiv sammenhæng mellem køretøjers hastighed og risikoen for trafikdrab af mange slags vertebrater (DeVault et al. 2015, Farmer & Brooks 2012). Der synes også at være en sammenhæng mellem antallet af trafikdræbte flagermus på veje og den tilladte kørselshastighed (Bafaluy 2000). Man kan ikke ud fra dette ene deskriptive studie estimere risikoen for kollisioner for de enkelte arter ift. køretøjernes hastighed. Fugle reagerer primært på afstand til køretøjer og vurderer ikke farten (DeVault m.fl. 2015). Om flagermus skal detektere køretøjer med deres egne ekkolokalisering, før de undviger, eller de kan reagere på støjen eller lyset fra køretøjerne selv er uvist.

Ved hvilke hastigheder flagermus med stor sandsynlighed kan detektere/undvige køretøjer, afhænger givetvis af arternes forskellige sonarskrig og flyvehastighed. Hastigheder under 50 km/t er formentlig langsomt nok til at flagermusene kan undvige køretøjerne (Møller & Baagøe 2011). Man må formode at risikoen for trafikdrab ikke når et fast niveau ved en bestemt hastighed, men fortsætter med at stige ved stigende hastigheder. Flagermus dræbes ikke kun af direkte kollisioner med køretøjer, men også turbulensen omkring køretøjerne kan udgøre en risiko. Mens størrelsen af køretøjerne forbliver den samme, vil volumen af området med stærk turbulens omkring køretøjerne øges eksponentielt med hastighedsforøgelsen.

**15. Er der en liste over de arter/populationer, hvor tab af enkeltindivider kan have afgørende betydning? Hvis ikke, kan du så lave en liste over de mest udsatte arter, hvor opmærksomheden skal være ekstra stor? Ift. hvilke anlægstyper?**

Betydningen af tab af individer for en bestands bevaringsstatus skal altid ses i forhold til bestandens størrelse. For alle arter gælder uanset anlægstypen, at tab af enkelte individer vil have større/hurtigere effekt på en bestands status, jo mindre bestanden er. De mere specialiserede arter forekommer ofte i små isolerede bestande, fx Bechsteins flagermus, Brandts flagermus, skægflagermus og frynseflagermus. I sådanne bestande vil tab af enkelte individer hurtigt få stor negativ effekt på de lokale bestandes status. Nogle bestande af de mere almindelige arter kan ligeledes være forholdsvis isolerede, fx damflagermus på





Andre flagermusarter, der normalt ikke jager i det åbne luftrum, er også registreret på detektorer i nacellen og døde under vindmøller, fx frynseflagermus og bredøret flagermus (Mathews m.fl. 2016, de Jong m.fl. 2019).

**17. Er der arter man skal være særligt opmærksomme på i forhold til infrastruktur som eksempelvis veje eller jernbaner? Og er der arter hvor veje ikke kan have en negativ påvirkning, eksempelvis vurderet ud fra artens fødesøgningsstrategi?**

Der er ingen flagermusarter, hvor der ikke kan forventes negative effekter af veje og jernbaner. Veje og jernbaner og trafikken kan påvirke flagermus direkte i form af trafikdrab, men virkningen rækker videre end det (Abbott m.fl. 2015, Altringham & Kerth 2015). I anlægsfasen ødelægges flagermusenes levesteder, og i driftsfasen forringer støj- og lysforurening den økologiske funktionalitet af levestedernes langs vejene (Rowse m.fl. 2015, West 2016). Hvor meget lys- og lydforureningen eller trafikdrabene bidrager til den observerede lavere aktivitet omkring veje på landskabsniveau er uvist. For nogle flagermusarter, der er tilknyttet skov og sjældent flyver ud i det åbne luftrum, fx Bechsteins flagermus, kan større vejanlæg direkte være en barriere for deres brug af landskabets ressourcer (Kerth & Melber 2009).

Risikoen for trafikdrab varierer dog efter arternes typiske flyvemønstre og jagtadfærd (tabel 2). Arter, der oftest flyver og jager oppe i det åbne luftrum over trafikken, er normalt udsat for en lavere risiko. Der kan dog findes forholdsvis mange trafikdræbte brunflagermus på nogle vejstrækninger (Lesinski m.fl. 2011). Under bestemte forhold flyver sådanne normalt højtflyvende arter lavt, fx langs skovbryn og levende hegn, over veje i skov, omkring yngle- og rastekvarterer. Brunflagermus er også observeret lavt over større varme vejflader med mange insekter (Baagøe pers com.)

Mere manøvredegytge arter, fx troldflagermus og pipistrelflagermus, jager og pendler i lavere højde i det fri luftrum eller omkring træer, levende hegn, strukturer og lign. De ses ofte jage over veje i skov, langs skovbryn og levende hegn, tætte trafikhegn og støjskærme. Disse arter og arter som damflagermus og vandflagermus anvender også vejtraceerne som pendlerruter mellem yngle- og rastekvarterer og jagtområder med høj risiko for kollisioner til følge. Meget manøvredegytge, stærkt strukturbundne arter jager typisk helt tæt på vegetationen, fx frynseflagermus og brun langøre. De arter flyver meget lavt over åbne områder, fx en vej, med stor risiko for trafikdrab.

Ved større veje ses negative effekter på flagermusaktiviteten op til flere kilometer fra vejene (Berthinussen & Altringham 2015, Claireau m.fl. 2019). Der er således næppe mange større områder i Danmark, hvor den økologiske funktionalitet for flagermus ikke er påvirket. Der er dog ingen viden om de kumulative effekter af det samlede vejnet på diverse flagermusbestandes status, hverken i forhold til trafikdrab eller forringelsen af den økologiske funktionalitet af landskabet omkring vejene.

**Tabel 2.** Flagermusarter i Danmark og deres risiko for trafikdrab og andre negative effekter af veje og jernbaner ud fra deres typiske flyvemønstre og -højder (efter Schnitzler & Kalko 2001, Møller m.fl. 2016).

Dansk navn	Nær vegeta- tion, struktu- rer mv.		=>	I åbent luft- rum		Risiko ifm. veje og jern- baner
Bechsteins flagermus	XX	X				Meget høj
Brandts flagermus	X	XX	X			Høj
Skægflagermus	X	XX	X			Høj
Damflagermus		X	XX	X		Høj
Vandflagermus	X	XX	X			Høj
Stor museøre		X	XX	X		Høj
Frynseflagermus	XX	X				Meget høj
Troldflagermus		X	XX	X		Høj
Dværgflagermus		X	XX	X		Høj
Pipistrelflagermus		X	XX	X		Høj
Brunflagermus				X	XX	Lav
Leislers flagermus				X	XX	Lav
Nordflagermus			X	XX	X	Middel
Sydflagermus			X	XX	X	Middel
Skimmelflagermus				X	XX	Lav
Bredøret flagermus		X	XX	X		Høj
Brun langøre	XX	X				Meget høj

### 18. Hvor findes de bedst anvendelige flagermus-data tilgængeligt i forhold til danske bestande og trækruter, og hvor repræsentative er eksempelvis NOVANA-data for flagermusenes udbredelse i DK?

NOVANA-overvågningen er en ekstensiv overvågning, der er designet til at beskrive ændringer i arternes udbredelse om sommeren på 10km-kvadratniveau. Overvågningsprogrammet registrerer forekomst af arterne på nogle af de mest egnede lokaliteter i udvalgte kvadrater hvert 6. år. De nyeste kort over forekomsten af de enkelte arter ved NOVANA-overvågningen kan ses på <http://novana.au.dk> eller i Therkildsen m.fl. (2020).

Ud fra forekomstkortene udregnes landsdækkede udbredelsesarealer som anvendes til at vurdere, om der er sket ændringer mellem overvågningsperioderne. Arter forventes at forekomme i ikke-undersøgte kvadrater mellem positive kvadrater og kan forekomme i negative kvadrater omkring de positive kvadrater. Hvor langt fra positive kvadrater, som arterne kan forventes at forekomme i, afhænger af den enkelte arts biologi.

Den ekstensive NOVANA-overvågning af flagermus tilvejebringer ikke data, der giver mulighed for at estimere arternes bestandsstørrelse eller ændringer i bestandene på nationalt, regionalt eller lokalt niveau. NOVANA-overvågningen kan derfor ikke anvendes til efterfølgende at vurdere om forudsigelser i miljøkonsekvensvurderinger og lign. af effekter af anlægsprojekter, planer og programmer var korrekte, eller om afværge-/kompensations tiltag fungerer.

I forvaltningsplanen for flagermus har forfatterne opdateret udbredelseskortene fra Dansk Pattedyratlas med nye observationer fra NOVANA, HJ Baagøes fortsatte kortlægning af flagermus i Danmark, og andre troværdige, kvalitetssikrede registreringer (Baagøe & Jensen 2007, Møller m.fl. 2013, HJ Baagøe, pers. medd.). Kortene i forvaltningsplanen er mere komplette end NOVANA-forekomstkortene ift. forekomst på kvadratniveau.

I de senere år er der udført en lang række undersøgelser for enkelte kommuner, Naturstyrelsen eller andre myndigheder (fx Baagøe 2012, Baagøe & Fjederholt 2013, 2014, Baagøe m.fl. 2016, Johansen 2016, 2019, Björkstén m.fl. 2018, Johansen & Baagøe 2019). I mange af disse er artsbestemmelserne baseret på ultralydsoptagelser af høj kvalitet og vanskelige lyde er valideret af Hans J. Baagøe i samarbejde med Ingemar Ahlén. Mange af disse rapporter er tilgængelige på diverse hjemmesider eller kan fremskaffes ved henvendelse til relevante personer. Disse nye kvalitetssikrede undersøgelser er vigtige at kende i forbindelse med screeninger for at identificere områder med høje artsforekomster, hvor der fx ikke bør anlægges vindmøller eller andre anlæg, der kan øge mortalitetsraten for de lokale bestande.

Der er oprettet flere forskellige citizen science sites til naturregistreringer, fx naturbasen.dk, arter.dk. Der er dog stor usikkerhed på kvaliteten af data på disse sites og det er svært at sortere troværdige observationer fra de mindre sandsynlige. Fx er der flere tvivlsomme registreringer af flagermus. At en observator – professionel eller fritidsentusiast – angiver at en art er bestemt med detektor, er ikke garanti for en troværdig artbestemmelse jf. Elmeros & Søgaard (2017).

Alle nordeuropæiske flagermusarter har forskellige levesteder om sommeren og om vinteren. Arternes og bestandenes trækafstande varierer fra lokale træk, til træk over flere tusind kilometer (fx Hutterer m.fl. 2005, Pétersons m.fl. 2013, Voigt m.fl. 2015).

Der er ingen større, systematiske undersøgelser af sæsonmæssige regionale, nationale eller internationale træk af flagermus i Danmark. Ud fra fænologien i forekomsten af flagermus på forskellige øer og kystlokaliteter (se flagermuskapitlerne i Baagøe & Jensen 2007, Møller m.fl. 2013), og systematiske undersøgelser i vores nabolande (Ahlén 1997, Ahlén m.fl. 2007), ved man, at der foregår massive træk gennem Danmark og over dansk territorialfarvand. I forbindelse med miljøvurderinger af Femern Sund, der også skulle leve op til tyske krav, blev der gennemført en mindre undersøgelse af trækket over Femern Sund (FEBI 2013).

Flagermustræk gennem Danmark og over danske farvande er primært beskrevet ud fra observationer i Østdanmark. Flagermus kan fouragere flere kilometer fra kysten i de indre danske farvande og Østersøen under trækkene (Ahlén m.fl. 2007, 2009). Flagermus trækker typisk ud fra en kystlinje ved øder og næs, fx Hyllekrog og Gedser på hhv. Lolland og Falster, mens ankomsten på den modsatte kyst er meget spredt. Kendskabet til trækket gennem Jylland er yderst begrænset. Der strejfer også flagermus ud over Nordsøen, ved man fra fund på olieborereplatforme. Ekstrapolationer fra enkeltobservationer er selvsagt ikke retvisende for flagermusenes trækadfærd.

Nogle af de højeste antal af døde flagermus ved vindmøller er fundet ved vindmøller, der står i trækruter for flagermus. Derfor er det essentielt at undgå opstilling af vindmøller i flagermus' trækruter eller inkorporere beskyttelseshensyn til flagermusene i møllernes driftstilladelserne, fx driftsstop om natten i trækperioderne. Det inkluderer landbaserede, kystnære og offshore vindmøller.

Man finder generelt lavere aktivitet af flagermus i åbne landbrugslandskaber. Der kan dog forekomme høje tabstal ved vindmøller i åbne landbrugslandskaber, hvis vindmøllerne er opstillet i eller nær lokale pendler- eller trækruter for flagermusene (Traxler m.fl. 2004).

### **19. Kan nåletræer også fungere som enten yngle- eller rasteområde, herunder om flagermus kan dagraste i sommerhalvåret i nåletræer?**

Nåletræer i normalt forstligt drevne plantager har ringe værdi som yngle- og rastekvarterer for flagermus. De arter, der mest benytter træhulheder el. lign, træffes fortrinsvist i løvtræer. Men det er ikke ukendt, at de lejlighedsvist kan benytte spættehuller, revner og sprækker mv. i mindre veltrimmede nåletræer. Nåleplantager kan være vigtige dele af yngle- og rasteområder for lokale flagermusbestande, der kan have yngle- og rastekvarterer i bygninger eller enkelte ældre nåle- eller løvtræer ved plantagerne. Fx har man konstateret lakterende dværgflagermus, der fouragerede i lysninger i nåleplantager, op til 10km fra deres ynglekvarterer (Kirkpatrick m.fl. 2017, 2018), og en art som Brandts flagermus jager ofte i eller i kanten af nåletræsbeplantninger (HJ Baagøe, pers. medd.).

### **20. Er det muligt at vurdere en bygnings egnethed som yngle rasteområde og om bygningen rent faktisk anvendes som yngle- eller rasteområde? Og i så fald, hvordan skal undersøgelsen udføres så man opnår tilstrækkelig sikkerhed for at bygningen ikke anvendes som yngle/rasteområde?**

Proceduren for undersøgelse af bygninger er grundigt beskrevet i forvaltningsplanen for flagermus (Møller m.fl. 2013). Det vigtigste er at undersøge bygningen i yngletiden om sommeren. Alle ydervægge inspiceres grundigt for ekskrementer og andre tegn på ud-/indflyvningsaktivitet samt for evt. unger eller voksne siddende på vægge og jord. Flagermusene skal artsbestemmes. Ekskrementer kan artsbestemmes vha. DNA-undersøgelser, men det er normalt ikke nødvendigt. Flagermus kan anvende selv meget små åbninger. Lofter og rum undersøges ligeledes for ekskrementer, døde individer eller mumier på gulve mv., samt levende flagermus på vægge eller i revner og sprækker. Det kræver viden og erfaring. Desuden kan man ofte få nyttig viden fra beboerne i bygninger.

Det sikreste er at lytte med detektorer ved udflyvningstiden om aftenen i perioden slut-juni – tidlig-august. Hvis der er en ynglekoloni i bygningen, vil man dels høre lyde fra de voksne, når de forbereder sig til at flyve ud, dels sonar, når de flyver ud, og endelig typisk lyde fra ungerne. De voksne kan artsbestemmes på lyden. Det samme kan gøres senere på natten når hunnerne kommer hjem igen.

Det er langt sværere, men også mindre væsentlig, at konstatere om en bygning tjener til såkaldt mellemkvarter uden for yngletiden, da flagermusenes krav til mellemkvarterene er mindre. Det sværeste er som regel at konstatere om en bygning er vinterkvarter for flagermus, for her sidder dyrene i dvale og helt uden lyde og der er ofte gemt hen i revner og sprækker eller fx i hulmure og vanskeligt opdages. Eneste mulighed er en grundig eftersøgning på alle tilgængelige steder på lofter, i kældre, osv.

**21. Hvis man laver en forundersøgelse, vil det så være retvisende for forholdene efter opstilling af møllerne? Vil nye arbejdsveje kunne ændre på lokale ledelinjer så vejen vil føre flagermusene direkte ud til møllerne eller vil de nye møller kunne tiltrække insekter i en mængde der gør at flagermusene vil opsøge møllerne? Bør der laves en ny undersøgelse efter opstilling af møllerne for at anslå, hvorvidt der skal indføres eksempelvis driftsstop?**

I Storbritannien fandt Lintott m.fl. (2016), at forundersøgelser er dårlige til at forudsige risikoen for flagermusdrab i driftsfasen. Det kan skyldes, at undersøgelserne ikke har været tilstrækkelige omfattende i tid og rum og/eller at flagermusene ændrer deres brug af landskabet pga. landskabsændringer i forbindelse med opførelsen af vindmøllerne. Der er ingen grund til at antage, at før-undersøgelser i Storbritannien er af dårligere kvalitet end de danske.

I forhold til undersøgelsesernes omfang i tid og rum kan problemet være, at undersøgelserne har dækket for korte perioder (kun få nætter i to-tre perioder af sommeren), kun er gennemført i løbet af ét år, har dækket et meget lille område i forhold til de lokale bestandes brug af landskabet og/eller kun har registeret flagermusaktiviteten fra jordniveau.

Landskabsændringer og opstillingen af vindmøller ændrer flagermusenes brug af et projektområde. Nye lysninger til opstilling af vindmøller i skov kan være gode fourageringssteder for flagermus (Kirkpatrick m.fl. 2017). Rydninger til adgangsveje i skov og levende hegn i åbne landskaber kan lede flagermusene hen til de opstillede vindmøller (Britschgi m.fl. 2004). Korte huller i levende hegn, fx langs adgangsveje i åbent land, forhindrer ikke flagermus i at benytte hegnene som ledelinjer 'ud til' vindmøllerne. Levende hegn, der krydses af en motorvej, anvendes fortsat af flagermus som ledelinje (fx Abbott m.fl. 2012). Flagermusene opsøger også insektansamling ved vindmøller, der står ude på åbne arealer, selvom der ikke er levende hegn ud til møllerne.

Aktiviteten af flagermus ved vindmøller og antallet af flagermusdrab pr. år pr. vindmølle kan variere meget fra år til år på en lokalitet (Mathews m.fl. 2016, de Jong m.fl. 2019). Landskabsændringer og flagermusenes 'tilpasning' til dem kan desuden tage flere år (fx Britschgi m.fl. 2004). Efterundersøgelser i de første par år, hvor anlægget er i drift, kan ikke anses som repræsentative for risikoen for negative effekter på flagermusbestandene. Derfor er der behov for grundige, løbende efterundersøgelser, især hvis man vil lempe på betingelser rettet mod beskyttelse af flagermus i driftstilladelsen for vindmøllerne. På store vindmøller kan en detektor placeret i nacellen ikke opfange flagermusenes sonarskrig i hele rotorarealet.

### **1.3 Referencer**

Abbott IM, Butler F & Harrison S 2012. When flyways meet highways - The relative permeability of different motorway crossing sites to functionally diverse bat species. *Landscape and Urban Planning* 106, 293-302.

Abbott IM, Berthinussen A, Stone E, Boonman M, Melber M & Altringham J 2015. Bats and roads. I: van der Ree R, Smith DJ, Grilo C (Eds.), *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, 290-299.

- Ahlén I 1997. Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. - *Zeitschrift für Säugetierkunde* 62: 375-380.
- Ahlén I 2010. Vindkraft kræver hänsyn till fauna och känslig natur. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 3, 22-27.
- Ahlén I & Baagøe HJ 1999. Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe. Experiences from field identification, surveys and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1: 137-150.
- Ahlén I & Baagøe HJ 2013. Bats and wind power – investigations required for risk assessment in Denmark and Sweden. Conference on Wind Power and Environmental Impacts, Stockholm, Naturvårdsverket.
- Ahlén I, Bach L, Baagøe HJ & Pettersson J 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5571.
- Ahlén I, Baagøe HJ & Bach L 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90: 1318-1323.
- Altringham JD 2011. *Bats: from evolution to conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- Altringham J & Kerth G 2015. Bats and roads. In: Voigt CC & Kingston T (eds.): *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer Open.
- Arnett EB 2006. A Preliminary Evaluation on the Use of Dogs to Recover Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1440-1445.
- Arnett EB, Baerwald EF, Mathews F, Rodrigues L, Rodriguez-Duran A, Rydell J, Villegas-Patracá R & Voigt CC 2015. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. I: Voigt CC & Kingston T (red.). *Bats in the Anthropocene*. Springer-Verlag, Berlin, 295-324.
- Arnett EB, Huso MMP, Schirmacher MR, Hayes JP 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 209-214.
- Baagøe HJ 2012. Bechsteins flagermus – ynglende bestand på Bornholm. *Natur på Bornholm* 10: 55-59.
- Baagøe HJ, Christensen M, Fjederholt ET 2016. Flagermus i Næstved Kommune. Undersøgelse af flagermusdiversiteten i særligt udvalgte områder, 2014. Næstved Kommune.
- Baagøe HJ & Degn HJ 2007. Diverse flagermus kapitler i Søgaard B & Asferg T. Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administrationen og planlægning. Danmarks Universitet, Aarhus Universitet. Faglig rapport nr. 635.
- Baagøe HJ & Jensen TS (red.) 2007. *Dansk Pattedyratlas*. Gyldendal, København.

Baagøe HJ & Degn HJ 2004. Flagermusene i Daugbjerg og Mønsted Kalkgruber i udflyvningsperioden 2003. Rapport til Danmarks Miljøundersøgelser.

Baagøe HJ & Degn HJ 2009. Flagermusene i Daugbjerg og Mønsted Kalkgruber i udflyvningsperioden 2009. Rapport til Skov- og Naturstyrelsen.

Baagøe HJ, Fjederholt ET 2013. Flagermusene på Agerup Avlsgård: Artsdiversitet og arternes forekomst i landskabet. I: Andersen T, Baagøe HJ, Pedersen A (red). 2014. Forslag til en flagermusvenlig plejeplan for området omkring Agerup Gods, Guldborgsund Kommune, med eksempler på konkrete forvaltnings- og beskyttelsestiltag. Guldborgsund Kommune og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Baagøe HJ, Fjederholt ET 2014. Flagermus i by-åbent-lands-område. Sundby, Guldborgsund Kommune. Metode, kortlægning, artsdiversitet og forekomst. I: Pedersen A (red.). Guldborgsund Kommune og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Baerwald EF, Edworthy J, Holder M & Barclay RMR 2009. A large-scale mitigation experiment to reduce at wind energy facilities. *Journal of Wildlife Management* 73: 1077–1081.

Bafaluy JJ 2000. Ran over bats mortality in South Huesca roads. *Galemys* 12, 15-23.

Barclay RMR, Baerwald EF & Gruver JC 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.

Barataud M 2015. Acoustic ecology of European bats. Species identification and studies of their habitats and foraging behaviour. Biotope & National Museum of Natural History, Paris.

Berthinussen A & Altringham J 2015. Development of a cost-effective method for monitoring the effectiveness of mitigation for bats crossing linear transport infrastructures. Defra Research Project WC1060.

Björkstén E, Delphin P, Esbensen W, Jespersen O, Kromann-Larsen L, Rømer U 2018. Flagermus i Vejle Kommune. Danmarks Naturfredningsforening i samarbejde med Vejle Kommune.

Britschgi A, Theiler A & Bontadina F 2004. Wirkungskontrolle von Verbindungsstrukturen. Teilbericht innerhalb der Sonderuntersuchung zur Wochenstube der Kleinen Hufeisennase in Friedrichswalde-Ottendorf / Sachsen. Unveröffentlichter Bericht, ausgeführt von BMS GbR, Erfurt & SWILD, Zürich im Auftrage der DEGES, Berlin.

Ciechanowski G, Zapart A, Kokurewicz T, Rusiński M, Lazarus M 2017. Habitat selection of the pond bat (*Myotis dasycneme*) during pregnancy and lactation in northern Poland. *Journal of Mammalogy* 98: 232–245.

Claireau F, Bas Y, Pauwels J, Barré K, Machon N, Allegrini B, Puechmaille SJ, Kerbiriou C 2019. Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity. *Biological Conservation* 235: 53–62.

de Jong J, Håstad O, Victorsson J & Ödeen 2019. Aktivitet ac fladdermöss och insekter vid ett vindkraftverk. Naturvårdsverket, Rapport 6902.

DeVault TL, Blackwell BF, Seamans TW, Lima SL & Fernández-Juricic E 2015. Speed kills: ineffective avian escape responses to oncoming vehicles. *Proceedings of the Royal Society B* 282: 20142188.

Dürr T 2009. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg.

Elmeros M, Møller JD, Baagøe HJ 2017. Bat studies at Wind Turbine Test Centre Østerild, 2011-2014. I: Therkildsen OR, Elmeros M (eds.). First year post-construction monitoring of bats and birds at Wind Turbine Test Centre Østerild. Inst. for Bioscience, Aarhus Universitet. Nationalt Center for Miljø og Energi, AU, rapport nr. 232: 19-44.

Elmeros M & Søgaard B 2017 Kvalitetssikring af NOVANA-overvågningen af flagermus i 2014. Notat fra Inst. for Bioscience og Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Encarnação JA, Becker NI & Ekschmitt K 2010. When do Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) fly far for dinner? *Canadian Journal of Zoology* 88: 1192-1202.

EUROBATS 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. EUROBATS Publication Series No. 6. Bonn, Germany,

EUROBATS 2017. Report of the IWG on wind turbines and bat populations. Doc.EUROBATS.AC22.10.Rev.1. Report of the IWG for the 22nd Meeting of the Advisory Committee, Belgrade, Serbia, 27-29 March.

Farme, RG & Brooks RJ 2012. Integrated risk factors for vertebrate roadkill in Southern Ontario. *The Journal of Wildlife Management* 76: 1215-1224.

FEBI 2013. Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Fauna and Flora - Impact Assessment. Bats of the Fehmarnbelt Area. Report No. E3TR0017.

Frick WF, Baerwald EF, Pollock JF, Barcaly RMR, Szymanski JA, Weller TJ, Russel AL, Loeb SC, Medellin RA & McGuire LP 2017. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological conservation* 209: 172-177.

Furmankiewicz J & Altringham J 2007. Genetic structure in a swarming brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) population: evidence for mating at swarming sites. *Conservation Genetics* 8: 913-923

Grodsky SA, Behr MJ, Gendler A, Drake D, Dieterle BD, Rudd RJ & Walrath NL 2011. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy* 92: 917-925.

Heim O, Lorenz L, Kramer-Schadt S, Jung K, Voigt CC & Eccard JA 2017. Landscape and scale-dependent spatial niches for bats foraging above intensively used arable fields. *Ecological Processes* 6: 24.



Heim O, Lenski J, Schultz J, Jung K, Kramer-Schadt S, Eccard JA & Voigt CC 2018. The relevance of vegetation structures and small water bodies for bats foraging above farmlands. *Basic and Applied Ecology* 27: 9-19.

Huso MMP, Dalthorp D, Dail D & Madsen L 2015. Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. *Ecological Applications*, 25: 1213–1225.

Hutterer R, Ivanova T, Meyer-Cords T & Rodrigues L 2005. Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany.

Hötker H, Thomsen K-M & Jeromin H 2006. Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats - facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Johansen TW 2016. Flagermus Stevns kommune 2012-2014. SeNatur for Stevns Kommune.

Johansen TW 2019. Flagermus i Vordingborg Kommune. Møn og omkringliggende øer 2018. SeNatur for Vordingborg Kommune.

Johansen TW, Baagøe HJ 2019. Nyopdaget forekomst af damflagermus (*Myotis dasycneme*) i det sydøstlige Sjælland, Vordingborg Kommune. 2018. SeNatur for Vordingborg Kommune.

Kerth G & Melber M 2009. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation* 142, 270-279.

Kirkpatrick L, Graham J, McGregor S, Munro L, Scoatize M & Park K 2018. Flexible foraging strategies in *Pipistrellus pygmaeus* in response to abundant but ephemeral prey. *PLoS ONE* 13: e0204511.

Kirkpatrick L, Oldfield IF, Park K 2017. Responses of bats to clear fell harvesting in Sitka Spruce plantations, and implications for wind turbine installation. *Forest Ecology and Management* 395: 1-8.

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: e67997.

LANU 2008. Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

Lesinski G, Sikora A, Olszewski A 2011. Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal for Wildlife Research* 57, 217-223.

Lintott PR, Richardson SM, Hosken DJ, Fensome SA, Mathews F 2016. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. *Current Biology* 26, R1119–R1136.

Mathews F, Swindells M, Goodhead G, August TA, Hardman P, Linton DM & Hosken DJ 2013. Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: A blinded randomized trial. *Wildlife Society Bulletin* 37: 34–40.

Mathews F, Richardson S, Lintott P & Hosken D 2016. Understanding the risk to European protected species (bats) at onshore wind turbine sites to inform risk management. Department for Environment Food and Rural Affairs, UK.

Møller JD & Baagøe HJ 2011. Flagermus og større veje – Registrering af flagermus og vurdering af afværgeforanstaltninger. Vejdirektoratet, København. Rapport 382.

Møller JD, Baagøe HJ, Degn HJ & Krabbe E 2013. Forvaltningsplan for flagermus. Beskyttelse og forvaltning af de 17 danske flagermus-arter og deres levesteder. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Møller JD, Dekker J, Baagøe HJ, Garin I, Alberdi A, Christensen M & Elmeros M 2016. Effectiveness of mitigating measures for bats - a review. *SafeBatPaths Technical Report*. Conference of European Directors of Roads (CEDR), Brussels.

Pētersons G, Šuba J & Vintulis V 2013. Importance of coastal area on bat migration at the western coast of Latvia – implication for localization of wind farms. *Proceedings from Conference on Wind Power and Environmental Impacts*, Stockholm, 5-7 February 2013.

Roeleke M, Blohm T, Kramer-Schadt S, Yovel Y & Voigt CC 2016. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports* 6, 28961.

Roeleke M, Blohm T, Hoffmeister W, Marggraf L, Schlägel UE, Teige T & Voigt CC 2020. Landscape structure influences the use of social information in an insectivorous bats. *Oikos* 129: 912–923.

Rowse EG, Lewanzik D, Stone EL, Harris S & Jones G 2015. Dark matters: the effects of artificial lighting on bats. In: Voigt CC & Kingston T (eds.): *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer Open.

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

Santos H, Rodrigues L, Jones G & Rebelo H 2013. Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biological Conservation* 157: 178-186.

Schnitzler H-U & Kalko EKV 2001. Echolocation by insect-eating bats. *BioScience* 51: 557–569.

Schorcht W, Bontadina F & Schaub M 2009. Variation of adult survival drives population dynamics in a migrating forest bat. *Journal of Animal Ecology* 78:1182-1190.

- Seiche K 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen 2006. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Søgaard B, Elmeros M & Baagøe HJ 2018. Overvågning af flagermus *Chiroptera* sp., version 3. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning. Institut for Bioscience & Nationalt Center for Miljø og Natur, Aarhus Universitet.
- Therkildsen OR, Wind P, Elmeros M, Alnøe AB, Bladt J, Mikkelsen P, Johansson LS, Jørgensen AG, Sveegaard S & Teilmann J 2020. Arter 2012-2017. NOVANA. Inst. for Bioscience, Aarhus Universitet. Nationalt Center for Miljø og Energi, AU, rapport nr. 358.
- Traxler A, Wegleitner S & Jaklitsch H 2004. Vogelschlag, Meideverhalten und Habitatnutzung an bestehenden Windkraftanlagen Prellenkirchen - Obersdorf - Steinberg/Prinzendorf. - Report for WWS Ökoenergie, WEB Windenergie, evn Naturkraft, IG Windkraft und dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung.
- van der Ree R, Smith D, Grilo C (red.) 2015. Handbook of Road Ecology. Oxford. John Wiley & Sons.
- Voigt CC, Popa-Lisseanu AG, 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 CC, Lehnert LS, Petersons G, Adorf F & Bach L 2015. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research* 61: 213-219.
- West EW 2016. Technical guidance for assessment and mitigation of the effects of traffic noise and road construction noise on bats. California Department of Transportation, Sacramento, CA.
- Zeale MRK, Bennitt E, Newson SE, Packman C, Browne WJ, Harris S, Jones G, Emma Stone E 2016. Mitigating the Impact of Bats in Historic Churches: The Response of Natterer's Bats *Myotis nattereri* to Artificial Roosts and Deterrence. *PLoS ONE* 11: e0146782.