



# VINDMØLLER PÅ § 3-BESKYTTEDE NATURAREALER

Potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 115

2014



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# VINDMØLLER PÅ § 3-BESKYTTTEDE NATURAREALER

Potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 115

2014

Bettina Nygaard  
Morten Elmeros  
Thomas Eske Holm  
Johnny Kahlert  
Jesper Erenskjold Moeslund  
Ole Roland Therkildsen  
Bjarne Søgaard  
Rasmus Ejrnæs

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 115
Titel:	Vindmøller på § 3-beskyttede naturarealer
Undertitel:	Potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus
Forfattere:	Bettina Nygaard, Morten Elmeros, Thomas Eske Holm, Johnny Kahlert, Jesper Erenskjold Moeslund, Ole Roland Therkildsen, Bjarne Søgaard & Rasmus Ejrnæs
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	November 2014
Redaktion afsluttet:	Oktober 2014
Redaktion:	Tommy Asferg
Faglig kommentering:	Karsten Laursen, Aksel Bo Madsen & Flemming Skov
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Nygaard, B., Elmeros, M., Holm, T.E., Kahlert, J., Moeslund, J.E., Therkildsen, O.R., Søgaard, B. & Ejrnæs, R. 2014. Vindmøller på § 3-beskyttede naturarealer. Potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 192 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 115 <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR115.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR115.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	<p>I denne rapport er de direkte og indirekte konsekvenser for biodiversiteten ved opførelse af vindmøller på § 3-beskyttede arealer beskrevet særskilt for stedbundne arter og deres levesteder (enge, overdrev, moser, heder, strandenge, kystklitter, søer og vandløb) og for højmobile arter (fugle, flagermus og terrestriske pattedyr). I rapporten er der endvidere foretaget en udredning af principperne for afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag, herunder mulighederne for etablering af erstatningsnatur. Beskrivelserne bygger på den eksisterende viden og faglige skøn.</p> <p>Konflikter mellem fugle og vindmøller har været et tema i forbindelse med havvindmølleparker og landbaserede møller gennem mange år, og gennem de sidste 10 år har der været stigende opmærksomhed på vindmøllers betydning i forhold til beskyttelsen af flagermus. Derfor er der i rapporten særligt fokus på disse artsgrupper.</p>
Emneord:	Vindmøller, beskyttet natur, fugle, flagermus, konsekvensvurderinger, afværgeforanstaltninger, kompenserende tiltag, kumulative effekter, erstatningsnatur
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Testcenter i Østerild. Peter Wind, AU
ISBN:	978-87-7156-093-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	192
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR115.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR115.pdf</a>

# Indhold

<b>1</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>5</b>
1.1	Levesteder for stedbundne arter	5
1.2	Fugle	10
1.3	Flagermus	14
<b>2</b>	<b>Formål, baggrund og afgrænsning</b>	<b>17</b>
2.1	Formål	17
2.2	Baggrund	17
2.3	Anlægsforhold for vindmøller	17
2.4	Konsekvensvurderinger	20
2.5	Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag	23
2.6	Kumulerede effekter	25
<b>3</b>	<b>Konsekvensvurderinger – levesteder for stedbundne arter</b>	<b>26</b>
3.1	Datagrundlag	26
3.2	Ferske enge	33
3.3	Overdrev	42
3.4	Moser	53
3.5	Heder	65
3.6	Strandenge	75
3.7	Kystklitter	84
3.8	Vandhuller og søer	90
3.9	Vandløb	95
<b>4</b>	<b>Konsekvensvurderinger – fugle</b>	<b>100</b>
4.1	Effekter og påvirkninger	100
4.2	Barriereeffekter	104
4.3	Habitattab	104
4.4	Kollisioner	108
<b>5</b>	<b>Konsekvensvurderinger – flagermus</b>	<b>117</b>
5.1	Flagermuslevesteder og § 3-beskyttede arealer	118
5.2	Vindmøller på § 3-arealer i forhold til flagermus	121
5.3	Konsekvensvurdering af vindmøller ift. flagermus	122
<b>6</b>	<b>Konsekvensvurderinger – øvrige pattedyr</b>	<b>129</b>
<b>7</b>	<b>Erstatningsnatur</b>	<b>132</b>
7.1	Forudsætninger for udviklingen af ny natur	132
7.2	Arealtyper med højt naturpotentiale	140
7.3	Landskabsmæssig sammenhæng	142
7.4	Tidshorisonter for udvikling af ny natur	143
7.5	Møllestedet som levested	147

<b>8</b>	<b>Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag for fugle</b>	<b>148</b>
8.1	Hensigtsmæssig placering	149
8.2	Afværgeforanstaltninger	149
8.3	Kompenserende tiltag	153
8.4	Afsluttende bemærkninger vedrørende afværgeforanstaltninger	154
<b>9</b>	<b>Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag for flagermus</b>	<b>155</b>
9.1	Hensigtsmæssig placering	155
9.2	Afværgeforanstaltninger	157
9.3	Kompenserende tiltag	159
<b>10</b>	<b>Kumulerede effekter og påvirkninger</b>	<b>162</b>
10.1	Fugle	163
10.2	Flagermus	168
<b>11</b>	<b>Referencer</b>	<b>169</b>

# 1 Sammenfatning

I denne rapport er de direkte og indirekte konsekvenser for biodiversiteten ved opførelse af vindmøller på § 3-beskyttede arealer beskrevet særskilt for stedbundne arter og deres levesteder (enge, overdrev, moser, heder, strandenge, kystklitter, søer og vandløb) og for højmobile arter (fugle, flagermus og terrestriske pattedyr). I rapporten er der endvidere foretaget en udredning af principperne for afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag, herunder mulighederne for etablering af erstatningsnatur. Beskrivelserne bygger på den eksisterende viden og faglige skøn.

Konflikter mellem fugle og vindmøller har været et tema i forbindelse med havvindmølleparker og landbaserede møller gennem mange år, og gennem de sidste 10 år har der været stigende opmærksomhed på vindmøllers betydning i forhold til beskyttelsen af flagermus. Derfor er der i rapporten særligt fokus på disse artsgrupper.

## 1.1 Levesteder for stedbundne arter

Hvis man vælger at opsætte vindmøller på velfungerende naturarealer, der kun i begrænset omfang er påvirket af næringsbelastning, afvanding og omlægning, vil det tage ganske mange år at udvikle et erstatningsareal med en sammenlignelig værdi som levested for sjældne og truede arter. Hvis man inddrager et kulturpåvirket naturareal, hvor den aktuelle artstilstand er ringe eller dårlig, vil et nyt naturareal, der udlægges hensigtsmæssigt, kunne fungere som erstatning for det tabte inden for en meget kortere tidshorisont.

For de terrestriske naturtyper fersk eng, overdrev, mose, hede og strandeng har kommunerne og staten i perioden 2007-2012 registreret naturtilstanden på omtrent halvdelen af det § 3-beskyttede areal. I rapporten er arealet med disse naturtyper opdelt i fem naturindholdsklasser afhængig af de enkelte § 3-arealers artstilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning i form af omlægning, afvanding og eutrofiering. Denne opdeling har til formål at beregne, hvor stor en andel af de beskyttede områder, der har en aktuell naturtilstand, der kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer.

De terrestriske naturtyper dækker knap 350.000 ha, svarende til 8 % af det danske landareal. Den beskyttede natur findes som mange, spredte forekomster (mere end 125.000), der er mindre end 4 ha i gennemsnit. Strandengene og hederne findes typisk som større naturarealer sammenlignet med overdrevene, moserne og de ferske enge. Overdrev og strandenge er de mindst udbredte terrestriske naturtyper.

Habitatområderne dækker 7,4 % af Danmarks landareal, men rummer hele 40 % af den § 3-beskyttede natur. Og tilstanden af § 3-arealerne er også bedre inden for habitatområderne end naturtilstanden uden for. De mest kulturpåvirkede naturområder udgør således 3 % af det samlede § 3-areal inden for, mod 9 % af § 3-arealet uden for habitatområderne. Uden for habitatområderne dækker de ringeste naturarealer 0,35 % af landarealet.

**Tabel 1.1.** Oversigt over det vejledende registrerede areal med de 5 terrestriske § 3-naturtyper: fersk eng, overdrev, mose, hede og strandeng. For hver naturtype er vist antal § 3-beskyttede arealer, arealet for hele landet (i ha), arealets andel af det danske landareal (i %) og den gennemsnitlige størrelse af de registrerede § 3-områder (i ha). For arealerne hhv. inden for og uden for habitatområderne er vist det vejledende registrerede areal (i ha) og andelen af det samlede areal med naturtypen (i %). For de naturarealer, hvor den aktuelle tilstand og potentialet for naturforbedringer er ringest (naturindholds-klasse E), er vist arealet (i ha), andelen af naturtypens samlede areal (i %) og andelen af landarealet (i %) hhv. inden for og uden for habitatområderne. I sidste kolonne er de samlede arealer og arealandele vist for alle 5 naturtyper. Beregningerne er foretaget på baggrund af den vejledende § 3-registrering i august 2012 samt kommunernes og naturstyrelsens besigtigelser og kortlægninger i perioden 2007-2012. Naturstyrelsens opdatering af den vejledende § 3-registrering indgår således ikke i beregningerne.

	Fersk eng	Overdrev	Mose	Hede	Strandeng	Samlet
<b>Hele landet</b>						
Antal § 3-beskyttede arealer	43.049	17.641	47.619	11.942	5.326	125.577
Areal	95.200 ha	28.000 ha	94.400 ha	84.700 ha	44.100 ha	346.400 ha
Andel af landareal	2,2 %	0,6 %	2,1 %	2 %	1 %	7,9 %
Gennemsnitlig størrelse	2,5 ha	1,6 ha	2,1 ha	5,3 ha	7,9 ha	3,9 ha
<b>Inden for habitatområderne</b>						
Areal	21.200 ha	6.900 ha	30.800 ha	41.900 ha	33.900 ha	134.700 ha
Andel af naturtypens areal i hele landet	22 %	25 %	33 %	49 %	77 %	39 %
<b>Arealer inden for habitatområderne med begrænset naturindhold</b>						
Areal	600 ha	500 ha	700 ha	200 ha	1.900 ha	3.900 ha
Andel af naturtypens areal	3 %	7 %	2 %	0 %	6 %	3 %
Andel af landarealet	0,19 %	0,16 %	0,22 %	0,06 %	0,60 %	1,23 %
<b>Uden for habitatområderne</b>						
Areal	74.000 ha	21.100 ha	63.600 ha	42.800 ha	10.200 ha	211.700 ha
Andel af naturtypens areal i hele landet	78 %	75 %	67 %	51 %	23 %	61 %
<b>Arealer uden for habitatområderne med begrænset naturindhold</b>						
Areal	6.900 ha	3.100 ha	3.200 ha	700 ha	1.000 ha	14.900 ha
Andel af naturtypens areal	9 %	15 %	5 %	2 %	10 %	7 %
Andel af landarealet	0,17 %	0,07 %	0,07 %	0,02 %	0,02 %	0,35 %

For kystklitter, søer og vandhuller samt vandløb rækker den eksisterende viden om de beskyttede arealer ikke til en tilsvarende analyse. Her er det uvist stor en andel af arealet, der ville kunne erstattes ved inddragelse af arealer til vindmølle anlæg.

En endelig vurdering af, om et givent naturareal kan kompenseres ved udlægning af erstatningsarealer, forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning af eventuelle forekomster af naturtyper omfattet af Habitatdirektivets Bilag I samt sårbare, truede og beskyttede arter.

Et naturareal kan bidrage med en merværdi til naboarealerne og til det landskab, arealet befinder sig i. Således skal konsekvenserne af et tabt levested ikke udelukkende bedømmes på dets aktuelle naturtilstand og forekomsten af sjældne og truede arter, men også i forhold til den geografiske og økologiske sammenhæng. Tilsvarende forøges værdien af at udlægge et nyt naturareal, hvis dette areal samtidig forbinder eksisterende levesteder for truede arter, forbedrer truede arters spredningsmuligheder, udvider eksisterende levesteder for truede arter, eller hvis det beskytter eksisterende levesteder for truede arter mod påvirkninger og forurening fra omgivelserne.



### 1.1.1 Ferske enge

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til ferske enge kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede, isolerede og små ferske enge, der udgør omkring 3 % af engarealet inden for habitatområderne og 9 % af arealet udenfor. Disse enge har været påvirket af næringsbelastning, omlægning og afvanding gennem en længere periode, mangler naturligt fugtige, tuede eller mosrige partier, områder med dominans af urter og halvgræsser eller artsrige kratpartier og fungerer kun undtagelsesvis som levested for følsomme og truede plante- og dyrearter. Det vurderes at tabet af levesteder på sådanne kulturpåvirkede enge kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer.

Nye arealer med fersk eng etableres bedst på kultuenge (der omlægges for hyppigt til at være omfattet af § 3) og ekstensive græsarealer, gerne i tilknytning til søer og vandløb og på næringsfattige, drænedede jorder i nåletræsplantager (hvor jordbunden ikke er for sur). Mindre egnede, men også mulige, er ugødskede græsplæner i bynære områder. Intensive græsarealer og meget næringsrige marker er oftest uegnede pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Udviklingen af en god naturtilstand forudsætter endvidere, at der skabes kontakt til næringsfattigt grundvand eller overfladevand. Potentialet for udviklingen af en god naturtilstand på nye engarealer er størst, hvis de anlægges i umiddelbar nærhed af velfungerende naturarealer, hvorfra vilde dyr og planter kan indvandre. Og potentialet for nye enge forringes stærkt, hvis der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver.

Ud over at ændret arealanvendelse kan bruges til at udvikle nye enge, så kan udtagning benyttes til at sikre eksisterende naturarealer, herunder søer og vandløb, mod næringsbelastning fra tilstødende dyrkede marker.

### 1.1.2 Overdrev

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til overdrev kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede, isolerede og små overdrev, der udgør omkring 8 % af overdrevsarealet inden for habitatområderne og 15 % af arealet uden for. Disse overdrev er typisk udviklet på brakmarker eller har været påvirket af næringsbelastning og omlægning gennem en længere periode og fungerer derfor kun undtagelsesvis som levested for følsomme og truede plante- og dyrearter. Det vurderes, at tabet af levesteder på kulturpåvirkede overdrev kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer.

Nye arealer med overdrev etableres bedst på tilgroede overdrevsskrænter, der er vokset ud af § 3-beskyttelsen, på næringsfattige jorder i nåletræsplantager (hvor jordbunden ikke er for sur) og på arealer med blottet mineraljord (fx råstofgrave eller nye vejanlæg). Mindre egnede, men også mulige, er ekstensive græsarealer, hvor naturtilstanden ikke lever op til definitionerne for § 3-overdrev, sure nåletræsplantager, ugødskede græsplæner i bynære områder og dyrkede marker med næringsfattig eller meget tør jordbund. Intensive græsarealer og meget næringsrige marker er oftest uegnede pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Potentialet for udviklingen af en god naturtilstand på nye overdrevsarealer er størst, hvis de anlægges i umiddelbar nærhed af velfungerende naturarealer, hvorfra vilde dyr og planter kan indvandre. Og potentialet for nye overdrev forringes stærkt hvis

der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver. På meget næringsrige eller forsurede arealer kan produktiviteten begrænses eller basemætningen forøges ved at tillade eller ligefrem fremme indblanding af løvtræer og buske på det nyetablerede overdrev. Ud over at ændret arealanvendelse kan bruges til at udvikle nye overdrev, så kan udtagning benyttes til at sikre eksisterende naturarealer mod næringsbelastning – typisk fra dyrkede marker beliggende ovenfor overdrevsskrænterne.

### 1.1.3 Moser

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til moser kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede, isolerede og små moser, der udgør omkring 2 % af mosearealet inden for habitatområderne og 5 % af arealet uden for. Disse moser har været påvirket af næringsbelastning og afvanding gennem en længere periode, mangler eksempelvis mosrig og trykvandspåvirket bund og fungerer kun undtagelsesvis som levested for følsomme og truede plante- og dyrearter. Det vurderes, at tabet af levesteder i disse moser kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer.

Nye arealer med mose etableres bedst på kulturenge (der omlægges for hyppigt til at være omfattet af § 3), øvrige ekstensive græsarealer og næringsfattige lavbundsjordder i tilknytning til søer og vandløb, eller hvor der er fremstrømmende grundvand, samt på drænedede jordder i næringsfattige nåletræsplantager (hvor jordbunden ikke er for sur). Intensive græsarealer og meget næringsrige marker er oftest uegnede pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Udviklingen af en god naturtilstand forudsætter endvidere at der skabes kontakt til næringsfattigt grundvand eller overfladevand. Potentialet for udviklingen af en god naturtilstand på nye mosearealer er størst hvis de anlægges i umiddelbar nærhed af velfungerende naturarealer, hvorfra vilde dyr og planter kan indvandre. Og potentialet for nye moser forringes stærkt, hvis der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver. På meget næringsrige eller forsurede arealer kan produktiviteten begrænses eller basemætningen forøges ved at tillade eller ligefrem fremme indblanding af løvtræer og buske på det nye moseareal.

Ud over at ændret arealanvendelse kan bruges til at udvikle nye moser, så kan udtagning benyttes til at sikre eksisterende naturarealer, herunder søer og vandløb, mod næringsbelastning fra tilstødende dyrkede marker.

### 1.1.4 Heder

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til heder kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede, isolerede og små heder, der udgør omkring 2 % af hedearealet uden for habitatområderne. Disse heder har været påvirket af næringsstoffer og evt. også afvanding gennem en længere periode, har lav dækning af dværgbuske, mangler rensdyrlaver og andre laver og fungerer kun undtagelsesvis som levested for følsomme og truede plante- og dyrearter. Det vurderes, at tabet af levesteder på disse heder kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer.

Nye arealer med hede etableres bedst på tilgroede heder, der er vokset ud af § 3-beskyttelsen og næringsfattige jordder i nåletræsplantager, herunder klitplantager. Mindre egnede, men også mulige, er ekstensive græsarealer på tørre, sure og/eller næringsfattige jordder. Til gengæld er naturpotentialet

ved udlægning af nye heder på dyrkede marker og intensive græsarealer oftest meget begrænset pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Potentialet for udviklingen af en god naturtilstand på nye hedearealer er størst hvis de anlægges i umiddelbar nærhed af velfungerende naturarealer hvorfra vilde dyr og planter kan indvandre. Og potentialet for nye heder forringes stærkt hvis der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver. På stærkt forsurede arealer kan basemætningen forøges ved at tillade eller ligefrem fremme indblanding af løvtræer og buske på den ny-etablerede hede.

Ud over at ændret arealanvendelse kan bruges til at udvikle nye heder, så kan udtagning benyttes til at sikre eksisterende naturarealer mod næringsbelastning fra tilstødende dyrkede marker.

### **1.1.5 Strandenge**

De negative konsekvenser for biodiversiteten knyttet til strandenge kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede strandenge, der udgør omkring 6 % af engarealet inden for habitatområderne og 10 % af arealet uden for. Disse strandenge har været påvirket af næringsbelastning, omlægning og afvanding gennem en længere periode, mangler loer, saltpander og store fritliggende sten, der er ingen tegn på hyppige oversvømmelser med saltvand, og de fungerer kun undtagelsesvis som levested for følsomme og truede plante- og dyrearter. Det vurderes, at tabet af levesteder på disse kulturpåvirkede strandenge kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer.

Nye arealer med strandeng etableres bedst på ekstensive græsarealer langs de beskyttede kyster, særligt de der omlægges med års mellemrum, og på de øverste dele af strandengen kan strandoverdrev reetableres på tilgroede arealer, der er vokset ud af § 3-beskyttelsen. Til gengæld er naturpotentialet ved udlægning af strandenge på dyrkede marker og intensive græsarealer oftest mere begrænset pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Udviklingen af en god naturtilstand forudsætter endvidere, at vandstanden hæves, og der skabes mulighed for temporære oversvømmelser med saltvand, fx ved fjernelse af diger. Potentialet for udviklingen af en god naturtilstand på nye strandengsarealer er størst, hvis de anlægges i umiddelbar nærhed af velfungerende naturarealer, hvorfra vilde dyr og planter kan indvandre. Og potentialet for nye strandenge forringes stærkt, hvis der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver. Ud over at ændret arealanvendelse kan bruges til at udvikle nye strandenge, så kan udtagning benyttes til at sikre eksisterende naturarealer mod næringsbelastning fra tilstødende dyrkede marker.

### **1.1.6 Kystklitter**

Det danske kystlandskab er med sin samlede længde og diversitet enestående i europæisk sammenhæng, og vi har et stort ansvar for at beskytte og bevare vores kystnaturtyper, idet disse har været i massiv tilbagegang i det meste af Europa. Således er tre klitnaturtyper på Habitatdirektivets Bilag I (grå/grøn klit, klithede og enebærklit) særligt truede på europæisk plan og derfor prioriterede. Arealinddragelse i kystklitterne kan derfor have væsentlige, negative konsekvenser for biodiversiteten.

Nye arealer med klitvegetation etableres bedst ved at rydde næringsfattige klitplantager. Mindre egnede, men også mulige, er ekstensive græsarealer,

særligt på næringsfattig jordbund. Til gengæld er naturpotentialer ved udlægning af nye klitter på dyrkede marker og intensive græsarealer oftest meget begrænset pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Udviklingen af fugtige klitnaturtyper forudsætter endvidere, at der skabes kontakt til næringsfattigt grundvand. Potentialer for etableringen af klitvegetation forringes stærkt, hvis der er etableret et vegetationsdække af kulturgræsser og/eller kløver.

### **1.1.7 Søer og vandhuller**

Inddragelse af næringsfattige vandhuller og små søer samt søer, der fungerer som levested for sårbare, truede og beskyttede arter kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Og særligt hvis det drejer sig om de sjældne søtyper lobeliesø (3110) og brunvandet sø (3150).

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest næringsbelastede vandhuller. Såfremt vindmøller placeres her, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer vil kunne etableres nye søer og vandhuller af en tilsvarende eller højere kvalitet inden for et begrænset tidsrum.

Nye vandhuller etableres bedst på ekstensive græsarealer og kulturrenge (der omlægges for hyppigt til at være omfattet af § 3), dyrkede marker med næringsfattig sandet jordbund samt på arealer med blottet mineraljord (fx råstofgrave). Mindre egnede, men også mulige, er ugdskede græsplæner i bynære områder, medens intensive græsarealer og meget næringsrige marker er mindre egnede pga. det høje indhold af næringsstoffer i jordbunden. Selvom mange arter relativt nemt spredes til et nyt vandhul (fx planter og invertebrater) er potentialer for udviklingen af en god naturtilstand størst, hvis det anlægges i umiddelbar nærhed af velfungerende vandhuller og søer, hvorfra dyr, (fx padder) og planter kan indvandre.

### **1.1.8 Vandløb**

Arealinddragelse og forringelser af kvaliteten af vandløb, der fungerer som levested og/eller spredningsveje for sårbare, truede og beskyttede arter, kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Omtrent halvdelen af de danske vandløbsstrækninger har en tilstand, der lever op til definitionen på vandløb med vandplanter (3260) og åmudderbanker (3270), og forringelse af disse vandløb er i modstrid med ønsket om at opretholde eller genoprette gunstig bevaringsstatus for habitatnaturtypen.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til vandløb, der er massivt påvirkede af menneskelige aktiviteter som fx udretning, rørlægning, grødeskæring, spærringer, vandindvinding og/eller udledning af spildevand. Det vurderes, at tabet af levesteder i og langs disse vandløb kan kompenseres ved en hensigtsmæssig omlægning af vandløbets forløb.

## **1.2 Fugle**

### **1.2.1 Effekter og påvirkninger**

Med henblik på at vurdere, hvilke effekter og påvirkninger det vil afstedkomme, hvis der gives tilladelse til opstilling af vindmøller i § 3-områder, er

det i første omgang vigtigt at definere termene "effekter" og "påvirkninger". Generelt skelnes der således mellem umiddelbare effekter og påvirkninger af fugleforekomster eller -bestande (på engelsk: "effects" og "impacts"; Fox m.fl. 2006). Denne skelnen er vigtig, fordi effekter og påvirkninger relaterer sig til forskellige processer, hvor tydelige *effekter* ikke nødvendigvis udmønter sig i *påvirkning* af forekomster eller bestande (afsnit 4.1).

Ved vurdering af påvirkninger af forekomster og bestande, er det vigtigt, at forholde sig til den skala, som man vil vurdere påvirkningerne på, da det har betydning for graden af påvirkning. Vurderingen af påvirkninger kan således foretages i forhold til 1) bestanden, dvs. den samlede, såkaldte flyway-bestand, 2) den nationale forekomst, der er relevant, idet myndighedernes artsforvaltning, vurdering af bevaringsstatus samt rødlistearbejde er relateret til nationale forekomster, og 3) den lokale forekomst, der fx kan relatere sig til Natura 2000-områder.

I de fleste danske landbaserede vindmølleprojekter vurderes kollisionsrisiko og tab af levested ud fra den eksisterende eller generelle viden om fuglenes forekomster, flyvehøjder og adfærd i et område. Oftest vurderes samtidig påvirkningen af relevante bestande ud fra en samlet vurdering af tab af levested og antallet af potentielle kollisioner. Det er imidlertid en kompliceret sag at kvantificere påvirkning af forekomster og bestande.

### **1.2.2 Påvirkning af fuglene ved opstilling af vindmøller i § 3-områder**

Forudsætningerne for at foretage en robust analyse af de samlede påvirkninger af fugle ved opstilling af vindmøller i § 3-områder for hver enkelt naturtype eller for den sags skyld for hver art er ikke til stede. Hovedspørgsmålet er snarere, om man kan imødegå evt. utilsigtede påvirkninger af fuglene, idet man ikke med nogenlunde sikkerhed kan forudsige effekter og påvirkninger ud fra de nuværende omstændigheder. Der vil dog givetvis være en del mindre § 3-områder i Danmark, hvor der kan opsættes vindmøller, uden at det påvirker fuglearter, der er omfattet af beskyttelse eller forvaltning, fordi de normalt ikke forekommer på stedet. Der vil derimod altid være effekter på almindeligt forekommende arter i form af habitattab og kollisioner. Desuden kan der i § 3-områder være større fugletætheder end det omgivende agerland, hvilket gør dem særligt værdifulde for fugle. Derudover skal man ikke undervurdere § 3-områdernes betydning for fugle i agerlandsområder.

### **1.2.3 Barriereeffekter, fysisk habitattab og forstyrrelseseffekter**

Vindmølleparker kan udgøre en barriere for fugle på træ, hvis møllerne forårsager, at fuglene ændrer deres trækrute og/eller trækhøjde. Samtidig giver vindmøller et fysisk habitattab, fordi arealet som møllen optager, inkl. adgangsveje mv., går fra habitatet. Det fysiske habitattab har dog som regel en lille betydning, med mindre fx redefhabitater for fåtallige arter ødelægges på det areal, hvor en vindmøllepark etableres. Endelig giver en roterende vindmølle en forstyrrelseseffekt, og de fleste fuglearter undgår derfor i et vist omfang at komme nær vindmøller. Denne udelukkelse fra områder pga. den forstyrrelse, som vindmøller udgør, giver et ekstra og oftest langt større habitattab oven i det fysiske habitattab. En følge af forstyrrelseseffekter kan være, at en fugleart ikke udnytter den føde eller de ynglehabitater, der ellers ville være til rådighed for den. Derved kan områdets bæreevne for arten blive nedsat, og den samlede bestand kan blive mindre end den ville have været uden forstyrrelser. Der er foretaget mange studier af fugles reaktioner på

vindmøller. De viser, at der er meget stor variation mellem undersøgelserne, og at det derfor kan være vanskeligt at forudsige arternes eventuelle habitattab. De undersøgelser, der er lavet, viser dog i grove træk, at større fugle reagerer kraftigere end mindre fugle, og at det især er vadefugle, andefugle og rovfugle, der reagerer og får nedsat deres mulighed for at yngle, raste eller fouragere i en zone omkring vindmøller. Generelt må det antages, at det for de arter, der er følsomme overfor vindmøller, gælder, at forstyrrelseszonen omkring møllerne er proportional med møllernes højde, dvs. jo højere møller, jo større habitattab.

#### 1.2.4 Kollisioner

Det vil næppe være muligt helt at undgå kollisioner med fugle, uanset hvor vindmøller opstilles, men generelt synes omfanget af kollisioner at være begrænset. En lang række faktorer er dog betydende for omfanget af kollisioner mellem fugle og vindmøller. Det er fx vigtigt at være opmærksom på, at forholdsvis få undersøgelser af kollisionsrisikoen er gennemført i områder med større koncentrationer af fugle, hvilket i sig selv medfører et relativt lavt antal kollisioner.

Risikoen for fuglekollisioner i vindmølleparker vurderes at kunne opstå i følgende situationer:

- 1) Ved de årlige træk mellem yngleområder og vinterkvarterer.
- 2) Ved lokale trækbevægelser mellem rastepladser og fourageringsområder eller ynglepladser og fourageringsområder
- 3) Når fugle tiltrækkes af vindmøller
- 4) Når fouragerende fugle jager byttedyr fra luften.

Når vindmøller opstilles i områder, hvor fugleforekomsterne generelt er små, er kollisionsrisikoen tilsyneladende mindre end i områder med større fugleforekomster. Adskillige undersøgelser tyder dog på, at antagelsen om, at tætheden af fugle er afgørende for antallet af kollisioner, er for simpel. Det er snarere forhold, der gælder for den enkelte art, som fx flyveadfærd, vejrforhold og lokale topografiske forhold, der er afgørende for kollisionsrisikoen.

I princippet kan kollisioner mellem fugle og vindmøller forekomme for alle arter. Der er imidlertid stor forskel på, hvor stor risikoen er for, at enkelte arter eller artsgrupper kolliderer med vindmøller. Store fugle, som fx svaner og gæs, har tilsyneladende større sandsynlighed for at kolliderer med vindmøller end mindre fugle, som fx spurvefugle.

Matematiske kollisionsmodeller har i de senere år vundet indpas som et velegnet værktøj til brug for vurderingen af risikoen for kollisioner mellem fugle og vindmøller. Det er ikke muligt at anvende kollisionsmodellerne uden at gøre sig visse antagelser, som samlet set øger usikkerheden på estimererne. Til gengæld kan brugen af kollisionsmodeller, der er udviklet for specifikke arter i forbindelse med et bestemt vindmølleprojekt, udgøre en værdifuld del af et kvalificeret beslutningsgrundlag forud for placeringen af en vindmøllepark. Undvigerresponsen, dvs. den enkelte arts evne til at undvige mølleparken eller den enkelte mølle, er i denne forbindelse en vigtig parameter.

Det vil oftest være antallet af fugle, der enten yngler i, raster i eller trækker gennem et givet område, som er af afgørende betydning for størrelsen af risikoen for kollisioner med møller. Det er derfor ikke muligt at kvantificere

omfanget af kollisioner alene på baggrund af sammensætningen af naturtyper eller beskyttede områder. De situationer, hvor kollisioner forekommer, skyldes formentlig oftest, at fugle foretager lokale eller egentlige sæsonmæssige trækbevægelser, der finder sted uafhængigt af det areal, som fuglene trækker over.

### 1.2.5 Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag

Først og fremmest skal potentielle konflikter mellem fugle og vindmøller reduceres gennem en hensigtsmæssig placering af vindmølleparken. Dernæst bør potentielle negative effekter på fuglelivet minimeres gennem en hensigtsmæssig udformning af mølleparken. Hvis det ikke er muligt at afværge negative påvirkninger kan det være nødvendigt at iværksætte kompenserende tiltag.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at der næppe findes universelle løsningsmodeller. Dette betyder, at foranstaltninger, der tilsyneladende reducerer negative effekter for en bestemt arts vedkommende, ikke nødvendigvis har samme effekt i forhold til andre arter.

Der er kun udført få studier af effektiviteten af tiltag, der kan reducere de potentielle negative effekter af vindmøller på fugle.

### 1.2.6 Kumulerede effekter

Da landbaserede vindmøller hovedsageligt opstilles i landbrugsområder, og da hovedscenariet er, at det primært er § 3-områder i tilknytning til disse landbrugsområder, der vil kunne blive berørt, er der taget udgangspunkt i, hvordan udviklingen i landbrugsarealet har været siden 1950'erne. Landbrugsarealet er i denne periode reduceret med ca. 16 %, svarende til en årlig reduktion på 0,3 %. Dette har betydet et permanent tab af levested for fuglearter, der er tilknyttet landbrugsområder. Generelt er fuglearter i landbrugsområder gået markant tilbage, hvilket til dels må tilskrives det gradvise tab af levested, som i særlig grad også indbefatter småbiotoper af betydning for fuglene i agerlandet.

Det er også muligt, at beregne det teoretiske habitattab, som fuglebestande har undergået, som følge af opstillingen af vindmøller og det generelle habitattab i agerlandet. Der er generelt tale om et begrænset habitattab.

En beregning af den "aktuelle", samlede, omtrentlige dødelighed for fugle ved landbaserede vindmøller i Danmark baseret på kollisionsraterne fra litteraturen viste, at den gennemsnitlige kollisionsrate kan estimeres til 3,2 kollisioner pr. mølle pr. år. Dette svarer til 6.505 fugle, der årligt kolliderer med vindmøller i Danmark. Dette er et relativt lille antal sammenholdt med andre menneskelige aktiviteter, fx trafik, jagt og kollisioner med elledninger, der resulterer i dødsfald blandt fugle i Danmark. Den kumulerede effekt af kollisioner med vindmøller synes derfor ikke at bidrage væsentligt til fuglebestandes dødelighed. Det er dog vigtigt at understrege, at sådanne sammenstillinger kun er meningsfyldte på artsniveau. Derfor kan den relative betydning af dødsfald forårsaget af vindmøller være betydeligt større for den enkelte art.

Kumulerede habitattabs- og mortalitetseffekter er også noget, der opstår under trækket samt i yngle- eller vinterkvarterer uden for Danmark. For træk-

fugle er dette en særlig udfordring idet den rumlige skala dermed ikke kun begrænser sig til Danmark.

Det er vigtigt at påpege, at vurderingen af kumulerede effekter er en af de vigtigste i forbindelse med opstilling af vindmøller, da denne omfatter den "endelige" vurdering af påvirkningen af fugleforekomster og -bestande. Man bør således altid forholde sig til den kritiske tærskel for bestanden eller forekomsten, hvilket kræver omfattende analyser.

### 1.3 Flagermus

Gennem de seneste år har der været en stigende erkendelse af, at vindmøller har en væsentlig negativ påvirkning på flagermusenes bestandsstatus. Flagermusene dræbes, når de rammes af de roterende møllevinger, eller når møllevingerne passerer tæt forbi flagermusene. De kraftige ændringer i lufttrykket omkring møllevingerne kan ødelægge flagermusenes lunger.

Flagermus opsøger og undersøger vindmøller, formentlig for at fouragere på insekter, der samles på og omkring vindmøllerne. Den adfærd medfører en høj mortalitetsrate for flagermus ved vindmøller. Bestandsstatus for flagermusene er meget følsom over for øget dødelighed på grund af deres relativt lange levetid, lave reproduktionsrate og lave bestandstæthed. På grund af flagermusenes bestandsdynamik er effekten af vindmøllers påvirkning på flagermusenes bestandsstatus generelt større end for fugle.

Alle flagermusarter, der forekommer i Danmark, er fundet døde ved vindmøller. Antallet af dødfundne individer af de enkelte arter ved en vindmølle vil afhænge af hvor almindelige arterne er i området, hvor møllen er opstillet. Derfor kan der også være væsentlige påvirkninger af status for små lokale bestande af arter, der sjældent findes døde ved vindmøller.

Flagermusene fouragerer op langs mølletårnene, og selv arter, der normalt fouragerer tæt på vegetationen eller i lav højde, findes dræbte ved vindmøller. Vindmøllers påvirkning på flagermus bestandsstatus kan således ikke bedømmes ud fra de enkelte arters typiske fourageringsadfærd og flyvehøjder.

Flagermus udsættes for en forøget mortalitetsrisiko ved alle de vindmøller, der står eller opstilles i de enkelte individers levesteder og trækruter. Selvom der synes at være små og tilsyneladende ubetydelige effekter ved den enkelte vindmølle eller vindmøllepark, fx kun enkelte døde flagermus, kan disse umiddelbart vurderet mindre effekter fra den enkelte mølle udmønte sig i væsentlige negative påvirkninger af bestandenes status på grund af flagermusenes bestandsdynamik.

Ud over den øgede mortalitet kan vindmøller påvirke levevilkårene for flagermus pga. tab af levesteder og forstyrrelser i anlægs- og driftsfasen for møllerne. De påvirkninger vurderes dog at være ubetydelige i forhold til påvirkningen på bestandene på grund af den øgede mortalitet.

#### 1.3.1 Placering af vindmøller ift. beskyttelse af flagermus

Flagermus kan forekomme overalt i landskabet og udnytter landskabets ressourcer på en større geografisk skala end størrelsen af enkelte naturområder, fx § 3-beskyttede arealer. Vindmøllers påvirkning på flagermus' bestandsstatus er således mere afhængig af landskabet, som møllerne opstilles i, end



af naturtypen eller 'naturværdien' på det areal, som påvirkes fysisk af møllerne og adgangsveje.

Vindmøllernes placering i landskabet har stor betydning for antallet af flagermus, der dræbes ved møllerne, og møllernes påvirkning på bestandenes status. Den højeste tæthed af flagermus og den højeste diversitet af arter findes i landskaber med løv- og blandingsskov, småskala mosaiklandskaber med levende hegn, permanente græsarealer samt vådområder, vandløb, søer, fjorde og lignende steder, hvor der findes mange insekter. De højeste antal af dræbte flagermus er fundet ved vindmøller opstillet i sådanne landskaber og i trækruter for flagermusene. Der kan dog også være forholdsvis mange døde flagermus ved vindmøller i et fladt landbrugsland, hvis møllerne står i eller tæt ved en vigtig flagermuskorridor gennem det åbne landskab.

Generelt må der forventes at være flere insekter på naturarealer, fx § 3-arealer, sammenlignet med intensivt udnyttede landbrugsflader. Såvel § 3-beskyttede arealer som andre naturarealer, der evt. vurderes at have lav 'naturværdi' beregnet efter forekomst af indikatorplantearter eller rødlistede stedbundne arter, kan være væsentlige elementer for et områdes bæreevne for flagermus og de lokale bestandenes status.

Den mest effektive metode til at undgå negative effekter på flagermus og bestandsstatus for de forskellige arter er ved at opstille vindmøllerne langt fra vigtige levesteder og trækruter for flagermusene, som landskaber med skov, mosaiklandskaber, vandløb, søer, vådområder, fjorde og langs kysten i flagermusenes trækruter. En forhøjet mortalitetsrisiko for flagermus kan forventes ved møller opstillet op til 5 km fra sådanne vigtige landskabselementer for flagermusene.

### 1.3.2 Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag

Hvis vindmøllerne er placeret uhensigtsmæssigt i eller nær vigtige levesteder, kan møllernes negative påvirkning på flagermusenes bestandsstatus reduceres ved at stoppe møllerne på aftner og nætter med svag vind gennem hele sommerhalvåret og i træktiden, fx ved at øge cut-in hastigheden på vindmøllen til 6 m/s. De højeste dødeligheder af flagermus ved vindmøller er registreret under sådanne vejrforhold, hvor der formentlig også er flest insekter i luften. Målinger af energiproduktionen og beregninger af produktionstab ved at stoppe vindmøllerne ved vindhastigheder under 6 m/s i kritiske perioder viser, at mortaliteten af flagermus reduceres med op til 90 % mod et tab i energiproduktionen på <0,5 %. I den beregning af energiproduktionen er en evt. højere energiproduktion, når møllen kører, som følge af færre insekter på forkanten af møllevingerne, ikke indregnet.

Der er ingen dokumentation for, at tekniske tiltag på vindmøllerne, fx ultralydstøj, lys, radar eller lign., er effektive eller operationelle metoder til at reducere antallet af kollisioner med flagermus. Der er heller ingen dokumentation for positive effekter på flagermusenes bestandsstatus af kompenserende tiltag eller erstatningshabitater, fx opsætning af flagermuskasser.

Såfremt der kan udvikles effektive kompenserende tiltag eller der gennemføres forbedringer i forvaltningen af levesteder for flagermus, skal disse tiltag implementeres flere kilometer fra eksisterende og nye vindmøller.

### 1.3.3 Kumulerede effekter

Flagermus udsættes for en mortalitetsrisiko ved alle de vindmøller, der står eller opstilles i de enkelte individers sommer- og vinterlevesteder og trækruerne mellem disse. Beregninger af påvirkningen ved de eksisterende vindmøller i Sverige på brunflagermus og troldflagermus viser, at den øgede mortalitet fra møllerne kan forventes at medføre en reduktion af bestandenes størrelse på 20-25 % over en 30-årig periode. En planlagt udbygning af vindenergiproduktionen uden hensyntagen til flagermusenes levesteder og beskyttelse kan føre til en endnu større reduktion i bestandsstørrelserne af de to arter (40-60 %). Hertil skal adderes effekten af mortalitet ved vindmøller i andre dele af trækkende bestandes udbredelsesområde. Tætheden af vindmøller er større i Danmark end i Sverige, og sådanne beregninger af kumulative effekter på flagermusenes bestandsstatus inkluderes typisk ikke i vurderingerne af vindmølleprojekter.

Kumulative effekter på flagermusbestandenes status pga. tab af egnede levesteder, fx fourageringssteder på § 3-arealer, og forstyrrelse indgår ikke i beregningerne af vindmøllernes påvirkning på flagermusenes status. De kumulative effekter og påvirkninger af fysisk tab af levesteder og forstyrrelse vurderes dog at være minimale i forhold til påvirkningen af den øgede mortalitet på bestandenes status.

## 2 Formål, baggrund og afgrænsning

### 2.1 Formål

Denne rapport har til formål at belyse de direkte og indirekte konsekvenser for biodiversiteten ved opførelse af vindmøller i § 3-beskyttede naturområder og for højmøbile arter (fugle, flagermus og terrestriske pattedyr) samt muligheder og principper for afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag, herunder mulighederne for etablering af erstatningsnatur.

Rapporten forholder sig ikke til aspekter som landskabelig påvirkning, bosætning, turisme, rekreation, æstetik eller støjgener ved opstilling af vindmøller i naturrige landskaber. Endvidere er de økonomiske konsekvenser ved etablering, drift og pleje af erstatningsnatur ikke belyst i denne rapport.

Litteraturudredninger og dataanalyser i denne rapport er udført i starten af 2013. Senere publiceret litteratur og feltbesigtigelser på § 3-beskyttede naturarealer indgår derfor ikke i beskrivelserne og vurderingerne af effekter af møller på individer, arter og levesteder.

### 2.2 Baggrund

Arbejdsgruppen om vindmølleplanlægning har anbefalet: "at der iværksættes et arbejde der - ud fra en forudgående vurdering af, hvilke af de beskyttede naturtyper som er mest robuste over for opsætning af vindmøller - belyser potentialet for etablering af en ordning, hvor der kan ske opførelse af vindmøller i visse områder med beskyttet natur, mod at opstilleren erstatter denne natur ved etablering af erstatningsnatur".

Af anbefalingerne fremgår endvidere, at: "Danmarks Naturfredningsforening kan ikke støtte anbefalingen om beskyttede naturtyper, eftersom foreningen vurderer, at potentialet for at finde yderligere plads til vindmøller langt fra står mål med ulemperne ved at slække beskyttelsen, idet de fleste af disse naturtyper ikke kan genskabes i samme kvalitet andre steder, og desuden i vid udstrækning også er beskyttede efter anden lovgivning, samt at en eventuel slækkelse af naturbeskyttelsen i høj grad vil kunne få præcedenseffekt."

På baggrund af ovenstående anbefalinger har Naturstyrelsen bedt DCE belyse de mulige konsekvenser af opstilling af vindmøller i beskyttede naturområder samt, at foretage en vurdering af, om det er muligt at etablere erstatningsnatur, der kan kompensere for de levesteder, der går tabt i forbindelse med opstillingen.

### 2.3 Anlægsforhold for vindmøller

Vindmøller på land opføres i dag typisk med totalhøjder på 125-165 meter, en rotordiameter på 90-117 m og møllevinger, der på det bredeste sted måler godt 4 meter (se notat om anlægsforhold for vindmøller, Naturstyrelsen 2013). Vingernes omdrejningshastighed varierer mellem 6-16 omdrejninger/minut, og møllerne vil typisk være i drift ved vindhastigheder på mindst 3-4 m/s og op til omkring 25 m/s.



**Figur 2.3.1.** Vindmøller på a) dyrkede marker ved Drøstrup og b) Testcenteret i Østerild, i Jammerbugt og Thisted Kommune (målestoksforholdet er ens på de to figurer). Møllerne i Drøstrup er opført i 2011 og har en højde på 80-90 meter (2,3 MW). Standpladsen i Østerild er anlagt med henblik på opsætning af møller op til 150 meter. Vindmøller på land opføres i dag typisk med totalhøjder på 125-165 meter. Behovet for arealinddragelse til fundament, arbejds- og vendepladser og adgangsveje vil være større end anlægget i Drøstrup og mindre end Testcentret i Østerild.

Vindmøller opstilles som udgangspunkt i grupper med en indbyrdes afstand på 270-600 meter. Mølleprojekterne omfatter typisk 3-4 store møller, men i de store projekter kan der være op til 20-30 store vindmøller. Møllerne er som udgangspunkt placeret med ensartet indbyrdes afstande, med mindre beskyttelsesinteresser i anlægsområdet taler for en anden gruppering.

På <http://vindinfo.dk/kort.aspx> kan man se kort over opsatte møller i Danmark og hvor der er vindmølleplaner i høring.

### 2.3.1 Arealinddragelse

Omkring hver vindmølle vil der være en permanent inddragelse af arealer til fundament, arbejds- og vendepladser og adgangsveje samt en midlertidig inddragelse af yderligere arealer til deponering af jord, lagerarealer (til vinger, nacelle m.m.), opstilling af kraner, vendeplads til store køretøjer m.m. (Se Figur 2.3.1).

*Fundamentets* størrelse og opbygning afhænger af de geotekniske forhold. Fundamentet dækker et areal på 30 gange 30 meter (900 m<sup>2</sup>) og er typisk gravet 2,5-3 meter ned og overdækket med 1 meter jord/grus. På arealer med risiko for oversvømmelser hæves fundamentet for at forhindre, at mølletårnet kommer til at stå under vand, og på arealer med blød bund kan der være behov for opgravning af eksisterende jordlag ned til 4-5 meters dybde, evt. med supplerende pælefundering ned til 10-20 meters dybde.

I tilknytning til hver vindmølle skal der anlægges befæstede *arbejds- og vendepladser*, hvor blandt andet kraner kan operere i anlægsfasen. For Vestas-møller er der i anlægsfasen sammenlagt behov for omtrent 2.800 m<sup>2</sup> befæstede eller forstærkede arealer omkring hver enkelt mølle, men dette areal reduceres til 1.600 m<sup>2</sup> eller mindre (svarende til vendepladsen for en servicebil), når møllen er i drift. For Siemens-møller vil det samlede arbejds- og vendeareal udgøre et befæstet areal på 1.600-1.700 m<sup>2</sup>, som efter anlægsfasens ophør typisk kan reduceres til et permanent befæstet areal på omkring 900 m<sup>2</sup>.

Med midlertidig deponering af opgravet jord og maskinkørsel i anlægsfasen er det ikke usædvanligt, at en byggeplads omkring en vindmølle på 150 m samlet dækker op mod 4.500 m<sup>2</sup>. I nogle tilfælde kan midlertidige grundvandsænkninger under anlægsfasen også være nødvendige.

Herudover vil der ske en inddragelse af arealer til *adgangsveje*. Anlæg af 2-3 km nye befæstede adgangsveje (5-6 m brede), svarende til et areal på mellem 10.000 og 20.000 m<sup>2</sup>, er meget almindeligt for mellemstore projekter. Da adgangsvejene skal kunne klare specialtransporter med meget lange eller meget tunge lastvognslæs, stilles der særlige krav til et solidt underlag. For alle befæstede arealer fjernes mulden først, herefter fyldes op med sand og typisk 30-50 cm stabilgrus, knust beton eller lignende. Som udgangspunkt skal de befæstede arealer blive liggende i hele mølleanlæggets levetid. Dette forhold kan dog fraviges, og det permanente, befæstede areal kan indskrænkes væsentligt. Arbejdsarealer og adgangsveje vil efter anlæg stå hævet en anelse over det omkringliggende terræn.

Tilslutningen til elnettet sker typisk via nedgravede 10V kabler, der kan anlægges ved udgravning eller ved en styret underboring, som ikke giver behov for anlægsarbejder i overfladen. Alle metoder medfører et mindre arealoptag og gravearbejde i anlægsfasen.

Efter endt drift vil der almindeligvis være krav om, at vindmølleanlægget skal nedtages og området retableres.

### **2.3.2 Forstyrrelser**

Forstyrrende aktiviteter i anlægsfasen forekommer især i form af trafik og støj i forbindelse med vejanlæg, udgravning og støbning af fundamenter, evt. pælefundering, rejsning af møller og tilslutning til elnettet. I driftsfasen stammer forstyrrelserne fra selve el-produktionen - hvor møllevingerne vil dreje rundt, når vindforholdene er gunstige – og færdsel i forbindelse med serviceeftersyn og reparationer. En vindmølle i drift kan påvirke de omgivende nærområder, primært i form af støj og skyggekast. For moderne mølletyper kommer støjen primært fra møllevingernes bevægelse gennem luften, der giver et afdæmpet, bredspektret støjbillede. Kraftige og skarpe lyde fra komponenter og maskindele er begrænsede for moderne mølletyper, især typer uden gearkasse. Tæt på møllen (500-750 m) vil støjniveauet typisk være hørbart højere end baggrundsstøjen

Store vindmøller kan kaste skygger i relativt stor afstand fra selve møllen, hvilket kan virke forstyrrende for eksempelvis fugle. De mest skyggebelastede arealer ligger primært indenfor 500 meters afstand af vindmøllen. For moderne vindmøller er effekten af reflekser fra sollys minimeret med overfladebehandlinger, og i løbet af møllens første leveår halveres refleksvirkningen, fordi overfladen bliver mere mat.

### **2.3.3 Anlægsarbejdets varighed**

Længden af den samlede anlægsperiode afhænger af mølleprojektets størrelse og kompleksitet, men varierer typisk fra 2-3 måneder for mindre projekter til op mod 9-12 måneder for store projekter.

### **2.3.4 Vilkår for opstilling af vindmøller på naturarealer**

I planlægningsfasen kan VVM-undersøgelsen bruges som afsæt til at foretage en tilpasning af anlæggets placering, både vindmøller og arealer, så der tages det lovpligtige, nødvendige og størst mulige hensyn til de eksisterende naturværdier, og der kan stilles en række forskellige vilkår for opstillingen. Det drejer sig eksempelvis om tilpasning af vindmøllernes placering og udformning af de midlertidige og permanente befæstede arealer samt tids-

punkter for anlægsaktiviteterne. Hertil kommer muligheder for en minimering af forstyrrelseseffekterne i driftsfasen ved standsning af vindmøllerne på kritiske tidspunkter af året eller under særlige vejrforhold.

## 2.4 Konsekvensvurderinger

I forbindelse med miljøvurderinger af offentlige og private anlægsprojekter, planer og programmer har den ansvarlige myndighed, ifølge VVM-bekendtgørelsen, pligt til blandt andet at vurdere de mulige konsekvenser for internationalt beskyttede arter (arter på naturdirektivernes bilagslister), rødlistede og fredede arter. Dertil kommer de særlige krav til konsekvensvurderinger, der knytter an til opstilling af vindmøller, der kan påvirke Natura 2000-områder væsentligt.

Konsekvenserne af et anlægsprojekt afhænger af, om arealet indeholder elementer af biodiversitet, som er både unikke eller truede og vanskelige at genskabe – med andre ord dets uerstattelighed. Uerstattelighed forstås her som vanskeligheden ved at genoprette eller erstatte arealets levesteder, arter og/eller processer efter en eventuel ødelæggelse.

Eksempelvis kan en brakmark med rødknæ på det sydlige Falster (Bøtø) have stor betydning for beskyttelsen af den samlede biodiversitet i Danmark, fordi den kan være levested for den eneste tilbageværende danske bestand af sort ildfugl, hvis larver lever på rødknæ. På den ene side er artsforekomsten enestående og væsentlig, men den anden side er det ret let at erstatte arealet med en anden sandet brakmark – så længe denne ligger indenfor det område sommerfuglen kan sprede sig til. Helt anderledes forholder det sig med en gruppe 500-årige hule egetræer i en ellers veldrevet skov, som er levested for truede arter af torbister og smældere. Disse egetræer kan ikke erstattes, og flertallet af de truede billearter kan ikke sprede sig til andre potentielle levesteder ved egen hjælp. De kan heller ikke genindvandre, når de først er forsvundet.

Generelt kan man sige, at uerstatteligheden stiger, hvis det tager lang tid at danne levestedet – eksempelvis et gammelt veterantræ, en højmose, et dynamisk klitareal eller naturligt græsland. Uerstatteligheden stiger også, hvis et levested indeholder sjældne og truede arter med en dårlig spredningsevne.

### 2.4.1 Levesteder og artsgrupper i denne rapport

Med mere end 37.000 arter ([www.allearter.dk](http://www.allearter.dk)) er det ikke muligt at beskytte alle arter lige godt, og i Danmark er naturbeskyttelsen målrettet mod arternes levesteder. Det gælder eksempelvis den generelle beskyttelse af enge, moser, overdrev, heder, strandenge og vandhuller i naturbeskyttelseslovens § 3, beskyttelsen af Bilag IV-arter yngle- og rasteområder, bl.a. efter EU's habitatdirektiv og naturbeskyttelseslovens § 29 a, samt beskyttelsen af 59 danske naturtyper i EU's habitatdirektiv og ca. 100 arter i Natura 2000-områderne. Tilstanden, udbredelsen og arealet af levestederne hører således til blandt de vigtigste indikatorer for biodiversiteten.

Der er i Danmark udviklet systemer til bedømmelse af naturtilstand af både habitatnaturtyper inden for habitatområderne og § 3-beskyttede naturtyper (fx Fredshavn & Ejrnæs 2009, Fredshavn m.fl. 2010b, Fredshavn 2012). Naturtilstand beskriver et areals tilstand i forhold til den optimale tilstand, naturtypen ville udvikle sig til under upåvirkede forhold. Naturtilstanden er høj, hvis de menneskeskabte ændringer i de fysisk-kemiske og biologiske

forhold er fraværende eller kun meget små. Ved en forringelse af et levested, eksempelvis ved næringsbelastning, omlægning og afvanding, vil de sjældne og truede arter typisk forsvinde og erstattes af almindelige, konkurrencesterke, næringselskende og tilpasningsdygtige arter, og naturtilstanden vil falde. Der er også udviklet tilstandssystemer for levesteder padder og ynglefugle, og flere er under udvikling, mens der for flagermusene ikke er en tilstrækkelig faktisk viden om deres habitat brug og ressourcefordeling til at vurdere kvaliteten af potentielle levesteder.

Det antages, at de truede og uerstættelige elementer af biodiversitet forekommer på arealer med en høj naturtilstand – det vil sige arealer som ikke viser tegn på at være dyrket, drænet, næringsbelastet, tilsået, tilplantet eller udsat for intensiv forstlig drift. Der behøver imidlertid ikke være sammenfald mellem forekomsten af konkrete grupper af truede arter på de enkelte arealer og arealets naturtilstand. Det kan ikke udelukkes, at der forekommer arter på naturdirektivernes bilagslister, rødlistede eller fredede arter på et areal, der med naturtilstandssystemet vurderes at have et ringe eller dårligt naturindhold. Således kan naturarealer med en ringe eller dårlig naturtilstand være udmærkede levesteder for eksempelvis fugle, flagermus og terrestriske småpattedyr eller have væsentlig betydning for et områdes bæreevne og de lokale bestandes status.

Den arealbaserede tilgang har især begrænsninger i forhold til vurdering af levemuligheder for mobile og/eller kortlivede arter, som er afhængige af ressourcer, der ikke nødvendigvis er bundet til et levested, men til et landskab eller til en rumlig og tidlig dynamik i ressourcerne. Det gælder eksempelvis for kirkeuglen, som har brug for smådyr til ungerne i yngletiden, rødlig perlemorssommerfugl, som kræver varme skovlysninger med blomstrende urter og rigelige forekomster af violer som foderplante, eller priksvamp, som kræver kontinuert tilførsel af hestepærer, hvor svampen kan spire og gro.

Biodiversitetskonsekvenserne for fugle og flagermus ved opsætning af vindmøller relaterer sig til tabet af levesteder, barriereeffekter og kollisioner.

#### **2.4.2 Betydningen af tabte levesteder**

Det fysiske tab af habitat, der sker ved opstilling af vindmøller, skyldes den plads, der inddrages til anlægsarbejdet, fundamenter, befæstede arealer rundt om møllerne og adgangsveje.

I denne rapport er besigtigelser af Danmarks beskyttede naturarealer i perioden 2007-2012 anvendt til at beregne, hvor store arealer inden for naturtyperne fersk eng, overdrev, mose, hede og strandeng, der har stor betydning som levested for sjældne og truede arter, og hvor det vil have store, negative konsekvenser at inddrage arealer til anlæg af vindmøller. Tilsvarende gives et bud på, hvor store arealer der pt. kan rumme begrænsede naturværdier, og der gives et bud på hvor det er muligt at udlægge erstatningsnatur, der kan udvikle sig til levesteder med en sammenlignelig tilstand.

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et naturareal, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagsarter samt fredede og rødlistede arter. For naturtyperne fersk eng, overdrev, mose, hede, strandeng, vandhul, vandløb og klit er beskrevet, hvilke arter og artsgrupper man skal være særligt opmærksomme på i forbindelse med en feltbaseret kortlægning af naturværdierne.

Generelt kan man sige, at det fysiske habitattab, dvs. selve møllen, fundamenter, befæstede udenomsarealer og adgangsveje, som regel har en meget lille betydning for fugle, med mindre fx redehabitater af fåtallige arter ødelægges på det areal, hvor en vindmøllepark etableres. De fleste fuglearter undgår vindmøller i et vist omfang og denne udelukkelse fra områder forårsager et langt større tab af habitater end det rent fysiske habitattab. Konsekvenserne af habitattab for fugle er beskrevet i afsnit 4.3.

Det fysiske tab af arealer ved anlæg af vindmøller vurderes generelt at være forholdsvis lavt i forhold til et områdes bæreevne for flagermus og størrelsen af deres levested. Flagermus er meget stedfaste i forhold til deres yngle- og rastekvarterer. Kvaliteten af et levested og et områdes bæreevne for flagermus kan ødelægges ved et meget lille indgreb, hvis træer, broer eller andre strukturer med yngle- eller rastekvarterer fjernes, eller hvis møllerne opstilles i vigtige jagtområder tæt på vigtige dag- og vinterkvarterer, så bestanden udsættes for en forøget dødelighed. Konsekvenserne af habitattab for flagermus er beskrevet i afsnit 5.3.

### **2.4.3 Barriereeffekter**

Vindmølleparker kan udgøre en barriere for fugle på træk, hvis møllerne forårsager, at fuglene ændrer deres trækroute og/eller trækhøjde. Dette gælder både i forbindelse med lokale og sæsonmæssige trækbevægelser. Barriereeffekterne på fugle er beskrevet i afsnit 4.2.

### **2.4.4 Kollisioner**

Selvom der allerede i den indledende fase af planlægningen af opstilling af vindmøller tages hensyn med henblik på at minimere risikoen for kollisioner med vindmøller, vil disse uvægerligt forekomme. Det vil derfor næppe være muligt helt at undgå kollisioner med fugle og flagermus, uanset hvor vindmøller opstilles.

Risikoen for fuglekollisioner i vindmølleparker vurderes at kunne opstå 1) ved de årlige træk mellem yngleområder og vinterkvarterer, 2) ved lokale trækbevægelser mellem rasteplasser og fourageringsområder eller ynglepladser og fourageringsområder, 3) når fugle tiltrækkes af vindmøller og 4) når fouragerende fugle jager byttedyr fra luften. Kollisionsrisikoen for fugle er beskrevet i afsnit 4.3.

Det vurderes, at kollisioner udgør en væsentlig påvirkning af vindmøller på flagermusenes bestandsstatus. Flagermusene dræbes, når de bliver ramt af roterende møllevinger, eller når møllevingerne passerer tæt forbi flagermusene. Flagermusene har svært ved at registrere møllevingerne i tilstrækkelig god tid, da deres ekkolokationsskrik ikke rækker langt nok i forhold til møllevingernes hastighed. Desuden er skrigene retningsbestemte, så flagermusene vil kun registre møllevinger i et relativt snævert felt foran sig. Kollisionerne med flagermus forekommer hovedsageligt ved møller opstillet i og omkring (inden for 2 km) skov, vådområder og andre vigtige fourageringsområder, vigtige yngle- og overvintringssteder og på flagermusenes trækru-ter. Kollisionsrisikoen for flagermus er beskrevet i afsnit 5.3.

### **2.4.5 Landskabsmæssig sammenhæng**

Sammenhængende naturområder er vigtige for mange arters langsigtede overlevelse og ud over dets værdi som levested kan et naturareal bidrage



med en merværdi til naboarealerne og til det landskab, arealet befinder sig i. Analyser i Ejrnæs m.fl. (2014) har således vist, at rødlistede og sjældne arter er mere udbredte på levesteder med en høj tæthed af naturarealer i omgivelserne. Konsekvenserne af et tabt eller forringet levested kan derfor ikke udelukkende bedømmes på dets aktuelle naturtilstand og forekomsten af sjældne og truede arter.

Et kulturpåvirket § 3-område, der i sig selv har en lav værdi som levested for sjældne og truede arter, kan indgå i geografiske og økologiske sammenhænge med naboarealerne, der kan begrunde, at en vindmølle ikke kan placeres her. Arealet kan være en vigtig brik i sikringen af en række arters krav til yngle-, raste-, fouragerings- og overvintringsområder i det omgivende landskab.

Det ligger udenfor denne rapport at tage stilling til de § 3-beskyttede naturarealers landskabsmæssige sammenhæng, men det er dog et spørgsmål, der vil skulle indgå i de miljøundersøgelser, der foretages i forbindelse med planlægningen af vindmøller.

## **2.5 Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag**

### **2.5.1 Afværgeforanstaltninger**

I denne rapport dækker "afværgeforanstaltninger" over tiltag, der hindrer skadelige påvirkninger af bestande og levesteder. Afværgeforanstaltninger vil typisk være en integreret del af et anlægsprojekt.

Placeringen af en vindmøllepark er den mest afgørende faktor i forhold til at reducere de potentielle negative effekter på biodiversiteten. Det er derfor af afgørende betydning, at placeringen overvejes ganske nøje allerede i den indledende fase af planlægningen. Denne vurdering kræver imidlertid et indgående kendskab til naturarealernes tilstand, og forekomsten af fugle, flagermus og bilagsarter samt rødlistede og fredede arter i det pågældende område og deres udnyttelse af området. Den eksisterende viden herom ofte utilstrækkelig som grundlag for en detaljeret planlægning. Konkrete projekter vil derfor forudsætte en mere detaljeret kortlægning af naturindholdet.

For de stedbundne arter er konsekvensernes omfang direkte koblet til arealets aktuelle naturtilstand og potentialet for naturforbedring. De negative konsekvenser for biodiversiteten kan således mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til ikke-beskyttede arealer eller subsidiært de mest kulturpåvirkede § 3-arealer. Her er naturværdier ofte mere begrænsede, og der skal en omfattende indsats til for at genskabe værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Fravalg af de mest velfungerende levesteder for de sjældne og truede arter vil afværge de værste konsekvenser for biodiversiteten (se kapitel 3).

Også for de højmobilte arter som fugle og flagermus kan konsekvenserne reduceres eller afværges ved en hensigtsmæssig placering og udformning af vindmølleparken, så der tages størst muligt hensyn til deres adfærd og brug af landskabets ressourcer. Hertil kommer en række tekniske foranstaltninger, der sigter på at reducere kollisionsrisikoen. Spørgsmålet om imødegåelse af utilsigtede effekter og påvirkninger er behandlet i kapitel 8 for fugle og kapitel 9 for flagermus.

## 2.5.2 Kompenserende tiltag

I denne rapport dækker "kompenserende tiltag" over tiltag, der kompenserer for et anlægs skadelige påvirkninger af bestande og levesteder. Hvis det ikke er muligt at afværge de negative effekter af en vindmøllepark, kan det således være nødvendigt at iværksætte tiltag, der kompenserer for tabet af de ødelagte og forstyrrede levesteder ved udlægning af erstatningsarealer eller forbedring af leveforholdene for arterne i området, så deres bestandsstatus på en større geografisk skala ikke forringes.

Hvis myndighederne vurderer, at det er nødvendigt at dispensere til ændringer i tilstanden af § 3-områder, er det fast praksis, at der fastsættes vilkår om kompenserende tiltag i form af erstatningspleje eller etablering af erstatningsnatur. Det er gældende praksis, at der ved dispensation til inddragelse af beskyttede naturarealer til tekniske anlæg udlægges erstatningsarealer i forholdet 1:2. Der udlægges et større areal end det tabte for at kompensere for, at det kan tage lang tid at etablere natur af tilsvarende kvalitet som den nedlagte og for at give det nye naturområde bedre etableringsbetingelser og en indbygget bufferzone mod det omgivende landskab.

Der er en række helt centrale forudsætninger for, at et nyt naturområde kan udvikle sig til en naturtilstand, der er sammenlignelig med § 3-beskyttet natur og dermed reelt fungere som erstatning for et tabt naturareal. I intensivt udnyttede landskaber som det danske er naturudviklingen især vanskeliggjort af et højt næringsindhold i jorden og lange afstande til egnede spredningskilder. Såfremt man i planlægningen tager hensyn til § 3-arealernes aktuelle naturtilstand og potentiale for naturforbedring og begrænser opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede arealer, vil man ofte kunne kompensere for de tabte levesteder for en lang række meget stedbundne dyr og planter ved at udlægge erstatningsarealer. Naturværdierne på de mest kulturpåvirkede arealer er nemlig mere begrænsede, og ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer vil der kunne etableres nye naturarealer af en tilsvarende eller højere kvalitet. Hvis velfungerende naturarealer med følsomme arter inddrages til opsætning af vindmøller, bliver det til gengæld særdeles vanskeligt, om ikke umuligt, at erstatte de tabte levesteder.

Ved udlægning af erstatningsnatur er det vigtigt at optimere potentialet for at udvikle levesteder for truede arter, hvilket typisk afhænger af, om det er muligt at reetablere de naturlige økologiske rammer i form af næringsstofstatus, hydrologi og forstyrrelsesregime samt af, om der er mulighed for indvandring af de typiske og eventuelt også truede arter, som er tilpasset de økologiske rammer. Naturpotentialet vil derfor være størst på arealer, som ligger i direkte tilknytning til arealer med tilsvarende økologiske rammer og med høj naturtilstand og forekomst af truede arter. Naturpotentialet vil også være størst på arealer, hvor det gennem en kortvarig indsats er muligt at genskabe en naturlig hydrologi (fx ved tilstopning af grøfter), en naturlig næringsstofbegrænsning (ved udpining, udvaskning eller fjernelse af muldlag) eller en naturlig forekomst af veterantræer, dødt ved og skovlysninger (ved fældning og beskadigelse af eksisterende træer uden at fjerne veddet).

For arter med en øget mortalitet, som følge af kollisioner med vindmøller, kan der være behov for at iværksætte tiltag, der kan reducere mortaliteten og øge artens overlevelse eller ynglesucces. For nogle arter, eksempelvis trækfugle, kan der være mulighed for at gøre dette på forskellige tidspunkter gennem hele årscyklus, og de kompenserende tiltag vil derfor ikke altid være begrænset til den tid af året, hvor arterne forekommer i det område,

hvor vindmøllerne er opstillet. Da dette næppe kan pålægges investorerne af det enkelte vindmølleprojekt, kræver det en samlet planlægning og forvaltning af arternes bestandsstatus, effekter af vindmøller og andre antropogene påvirkninger af arternes levevilkår af de nationale myndigheder.

Forudsætningerne for udviklingen af erstatningsnatur er beskrevet i kapitel 7. I kapitel 8 og 9 præsenteres eksempler på kompenserende tiltag, der kan iværksættes for at reducere potentielle negative effekter på hhv. fugle og flagermus.

## 2.6 Kumulerede effekter

Der er givetvis en række næringsbelastede, afvandede, tilgroede og fragmenterede § 3-områder i Danmark, hvor opsætning af vindmøller ikke medfører en væsentlig negativ påvirkning af sjældne og truede arter, medmindre omkringliggende arealer kan blive påvirket negativt. Der vil derimod altid være en effekt på almindeligt forekommende arter i form af habitattab og for fugle og flagermus tillige en risiko for kollisioner. Her kan man i mange tilfælde nå frem til, at det enkelte vindmølleprojekt *isoleret set* ikke fører til væsentlige påvirkninger af biodiversiteten.

Men i den samlede beskrivelse af de biodiversitetsmæssige konsekvenser af et vindmølleprojekt indgår også en vurdering af de kumulerede påvirkninger af biologiske forekomster eller bestande (jf. VVM – og habitatbekendtgørelserne). I retningslinier fra EU-kommissionen er de kumulerede effekter og påvirkninger defineret som "Impacts that result from incremental changes caused by other past, present or reasonable foreseeable actions together with the project" (Walker & Johnston 1999). Den påvirkning, som et vindmølleprojekt forårsager, fx i et § 3-område, skal således ses i sammenhæng med alle andre menneskelige påvirkninger, der har fundet sted eller finder sted i øjeblikket. Derudover skal man indregne de mulige påvirkninger, der kan tænkes at finde sted i fremtiden fra kendte planlagte aktiviteter. Kumulerede effekter og påvirkninger af forekomster eller bestande er således nogle processer, der både foregår på en rumlig og en tidsmæssig skala.

Der er kun gjort få forsøg på at kvantificere den kumulerede påvirkning af forekomster eller bestande med fokus på påvirkningen fra vindmøller, da det kræver viden om, hvori påvirkningen består samt betydelig viden om den enkelte arts adfærd og populationsdynamik. Det er derfor ikke muligt at udlede generelle kvantitative mål for den kumulerede påvirkning fra opstilling af et ukendt antal møller i § 3-områder. I kapitel 10 er beskrevet nogle eksempler for at illustrere tankegangen i forhold til kumulerede effekter og påvirkninger.

### 3 Konsekvensvurderinger – levesteder for stedbundne arter

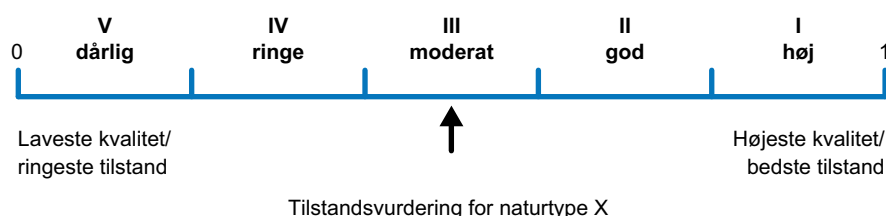
#### 3.1 Datagrundlag

Inden for habitatområderne har Naturstyrelsen i 2010-2011 foretaget en fuldstændig kortlægning af 34 lysåbne habitatnaturtyper, og kommunerne har besøgt mere end 31.000 § 3-beskyttede arealer i perioden 2007-2012. Eftersom kun en delmængde (omtrent halvdelen) af de § 3-beskyttede arealer har været besøgt i felten og tilstandsvurderet, bygger vores vurderinger på en opskalering af forholdene på de lokaliteter, hvor naturtilstanden er kortlagt. Vi har i disse beregninger taget højde for forskelle i naturtilstanden og kortlægningsindsatsen inden for og uden for habitatområderne, men det har ikke været muligt at tage højde for eventuelle forskelle i kommunernes registreringsindsats uden for habitatområderne. Således har nogle kommuner målrettet registreringsindsatsen mod kendte levesteder for sjældne arter, mens andre har foretaget en systematisk gennemgang af alle § 3-arealer i geografisk afgrænsede områder.

##### 3.1.1 Naturtilstandssystemet

For at sikre en ensartet og reproducerbar indsamling af information på de beskyttede naturarealer er der udviklet en fælles metode til registrering af naturtilstanden på heder, overdrev, enge, moser, vandhuller, strandenge og klitter (Fredshavn m.fl. 2010a). Metoden svarer i store træk til den, der er udarbejdet til kortlægning af Habitatdirektivets naturtyper. På de § 3-beskyttede arealer foretages en registrering af strukturparametre, og der indsamles en floraliste som dokumentation for naturtypens tilstedeværelse. Artslisten kan indsamles usystematisk fra hele det kortlagte areal (kaldet en *basis-registrering*), eller som i NOVANA overvågningen kan den indsamles systematisk fra et dokumentationsfelt, som består af en cirkel med radius på 5 meter (*udvidet registrering*).

På baggrund af feltregistreringerne af habitatnaturtyper og § 3-naturtyper kan der beregnes en værdi for arealernes aktuelle naturtilstand (Fredshavn & Ejrnæs 2007). Tilstandsvurderingssystemet består af et strukturindeks og et artsindeks, der kombineres i et samlet indeks for naturtilstanden. Alle tre indices vurderes på en referenceskala fra 0 til 1, opdelt i fem tilstandsklasser fra dårlig til høj naturtilstand (Fredshavn m.fl. 2010b) (se Figur 3.1.1).



**Figur 3.1.1.** Referenceskala med tilstandsklasse I-V. Tilstandsklasse I og II svarer til en biologisk gunstig naturtilstand uden yderligere krav til forvaltningsindsats bortset fra en vedligeholdelse af tilstanden. Tilstandsklasserne III-V er naturtilstandsindeks under 0,6, og naturindholdet er betydeligt mere forstyrret end under gunstige forhold. Det kræver en større eller mindre forvaltningsindsats for at bringe arealerne i gunstig tilstand, afhængig af de trusler, der har medvirket til at forringe arealerne.

Der kan beregnes et artsindeks for alle artslister, der er indsamlet i et dokumentationsfelt (5 m cirkel) (se Ejrnæs & Fredshavn 2009). Arealer med en dokumenteret høj eller god artstilstand rummer de mest værdifulde levesteder for sjældne og truede arter og skal have høj prioritet i naturforvaltningen, da det er her, der er mest at miste.

Dokumentationscirklen udlægges ifølge vejledningen i det område på lokaliteten hvor naturtypen er mest veludviklet, og dermed mulighed for at vurdere de aktuelle og potentielle naturværdier på arealet.

Strukturindekset bygger på en række indikatorer, der afspejler de trusler der påvirker naturtypen negativt, og relaterer sig til arealets vegetationsstruktur (højde, vedplantedækning osv.), hydrologiske forhold, drift og pleje og påvirkninger af landbrugsdrift. For hver naturtype er endvidere identificeret en række naturtypekarakteristiske strukturer, der enten er til stede på veludviklede lokaliteter (positive strukturer) eller på naturarealer, der har været gødsket, omlagt og/eller afvandet. Registreringen angiver om de positive og negative strukturer er hhv. vidt udbredte, spredt forekommende eller ikke tilstede.

Forekomsten af positive strukturer såsom stejle skrænter, fritliggende sten, strandvoldssystemer, engmyretuer, en aldersvariation af dværgbuske, lavninger med sphagnum, tørvebund med udpræget knoldstruktur og/eller forekomst af laver indikerer lang kontinuitet og peger på, at naturarealet ikke har været omlagt eller udsat for massiv næringsbelastning eller afvanding. Sjældne og truede arter stiller ofte krav om uforstyrrede levesteder med lang kontinuitet.

Negative strukturer såsom mørkegrøn vegetation, tydelige tegn på gødskning og/eller ensartede bestande af næringskrævende stauder er alle tegn på at naturarealet er næringsbelastet. Tilsvarende vil naturarealer uden terrænvariationer, hvor vegetationen er præget af kulturgræsser og kløver eller domineret af græsser ofte have været omlagt. Afvanding ses ofte ved forekomsten af vedligeholdte grøfter eller tør bund.

**Tabel 3.1.1.** Eksempler på positive og negative naturtypekarakteristiske strukturer. Vidt udbredte positive strukturer på naturarealer indikerer lang kontinuitet, medens vidt udbredte negative strukturer findes på omlagte, eutrofierede og/eller afvandede naturarealer. Fra Fredshavn m.fl. (2010a og 2011).

<b>Naturtypekarakteristiske strukturer</b>	
<b>Positive strukturer</b>	<b>Negative strukturer</b>
Indikation for lang kontinuitet: <ul style="list-style-type: none"> <li>• stejle skrænter, evt. med fårestier,</li> <li>• fritliggende sten,</li> <li>• engmyretuer</li> <li>• aldersvariation af dværgbuske</li> <li>• enebær</li> <li>• urterig vegetation med mange rosetplanter</li> <li>• strandvolde, loer og saltpander</li> <li>• fugtige lavninger med sphagnum,</li> <li>• tørvebund med udpræget knoldstruktur</li> <li>• forekomst af rensdyrlaver og andre laver</li> <li>• fugtige artsrige kratpartier</li> </ul>	Indikation for næringsbelastning: <ul style="list-style-type: none"> <li>• tegn på tilskudsfodring/gødskning</li> <li>• kraftig mørkegrøn eutrofieret vegetation</li> <li>• ensartede bestande af høje næringskrævende stauder</li> </ul> Indikation for omlægning: <ul style="list-style-type: none"> <li>• omsået med kulturgræsser/-kløver</li> <li>• vegetation domineret af græsser</li> <li>• jævn, kulturpåvirket bund uden terrænvariationer</li> </ul> Indikation for afvanding: <ul style="list-style-type: none"> <li>• vedligeholdte grøfter</li> <li>• jævn, kulturpåvirket bund uden terrænvariationer</li> </ul>

### 3.1.2 Kortlægning af habitatnaturtyper

I perioden 2010-2011 er der foretaget en fuldstændig kortlægning af den arealmæssige udbredelse og naturtilstand af 34 lysåbne terrestriske habitatnaturtyper inden for habitatområderne (Fredshavn m.fl. 2011, Fredshavn 2012). Habitatområderne dækker kun 7,4 % af Danmarks landareal, men rummer til gengæld hele 40 % af den § 3-beskyttede natur (se Levin 2013). I forbindelse med kortlægningen er der for hvert af de kortlagte arealer foretaget en registrering af strukturparametre til beregning af et strukturindeks, og der er indsamlet en floraliste fra et dokumentationsfelt, som består af en cirkel med radius på 5 meter (Fredshavn m.fl. 2011), til beregning af et artsindeks.

### 3.1.3 Besigtigelser af § 3-beskyttede naturarealer

I perioden 2007-2012 har de danske kommuner besigtiget og tilstandsvurderet mere end 30.000 naturarealer inden for og uden for habitatområderne med et samlet areal på godt 92.000 ha, svarende til 27 % af det beskyttede naturareal (se Tabel 3.1.2).

**Tabel 3.1.2.** Oversigt over kommunernes besigtigelser af § 3-beskyttede naturtyper (februar 2013). For naturtyperne eng, overdrev, mose, hede og strandeng er vist antal bestigelser (ved hhv. "udvidet registrering", "basis registrering" og samlet antal registreringer), det besigtigede areal (i ha) og dets andel (i %) af den samlede vejledende registrering for naturtypen.

Naturtype	Antal registreringer			Areal (ha)	Andel af § 3-areal (%)
	Udvidet	Basis	Samlet		
Fersk eng	5.846	4.663	10.509	33.238	35
Overdrev	3.358	2.614	5.972	13.048	47
Mose	6.100	5.352	11.452	28.345	30
Hede	1.084	827	1.911	8.839	10
Strandeng	520	486	1.006	9.305	21
Samlet	16.908	13.942	30.850	92.775	27

Der er foretaget en udvidet registrering på knap 17.000 af de 31.000 besigtigede arealer. Her er vegetationens artssammensætning registreret i en 5 m dokumentationscirkel, og det er muligt at beregne et artsindeks. Hermed er registreringerne direkte sammenlignelige med data fra Naturstyrelsens kortlægning af habitatnaturtyper inden for habitatområderne.

Data fra Naturstyrelsens opdatering af den vejledende § 3-registrering er ikke inkluderet i analyserne i denne rapport.

### 3.1.4 Beregning af naturindhold til konsekvensvurdering

Biodiversitetskonsekvenserne af opsætning af vindmøller på et § 3-beskyttet naturareal afhænger af dets aktuelle værdi som levested og arealets potentiale for naturforbedring. For at afværge de værste negative konsekvenser for de stedbundne vilde dyr og planter, bør man undgå at opstille vindmøller på de § 3-beskyttede naturarealer, der fungerer som levested for følsomme, sjældne og truede arter.

Arealets potentiale som levested er i denne rapport udtrykt i fem naturindholdsklasser, der kombinerer arealernes dokumenterede artstilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet i livsvil-

kårene, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning, typisk i form af omlægning, afvanding og eutrofiering. Naturindholdsklasserne er således et kombineret udtryk for et naturareals aktuelle indhold af følsomme plantearter (de såkaldte tostjernearter) og de arter, der er knyttet hertil og arealets aktuelle tilstand, og dermed mulighederne for at kompensere for et arealtab ved udlægning af erstatningsarealer. Metoden har til formål at vurdere hvor stor en andel af de beskyttede arealer, der kan kompenseres ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer. I en konkret vurdering af et naturareals værdi kan denne metode ikke stå alene.

**Tabel 3.1.3.** Oversigt over naturindholdsklasser, der i denne rapport anvendes som udtryk for et naturareals aktuelle artsindhold og potentiale for naturforbedring. Naturindholdsklasser er fremkommet ved at kombinere den aktuelle artstilstand og forekomsten af positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet i livsvilkårene, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning, typisk i form af omlægning, afvanding og eutrofiering.

#### Naturtypekarakteristiske strukturer

Positive	Negative	Dokumenteret artstilstand		
		God eller høj	Moderat	Ringede eller dårlig
Udbredte	Fraværende	A	C	D
	Spredte	A	C	D
	Udbredte	B	C	D
Spredte	Fraværende	B	C	D
	Spredte	B	C	D
	Udbredte	B	C	D
Fraværende	Fraværende	B	C	E
	Spredte	B	C	E
	Udbredte	B	C	E

*Klasse A* er arealer med et højt naturindhold. De har en dokumenteret god-høj artstilstand og er velfungerende levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil. Disse arealer har vidt udbredte positive strukturer og fravær/spredt forekomst af negative strukturer, hvilket indikerer, at arealet har lang kontinuitet i livsvilkårene (fx græsning og oversvømmelse), og at levestedet er relativt upåvirket af menneskelige indgreb, der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår (fx afvanding, gødsning og omlægning) (se Foto 3.1.a). Tilstedeværelse af de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for, at plante- og dyrelivet bliver mere veludviklet, specialiseret og unikt.

*Klasse B* er arealer med et godt naturindhold. De har en dokumenteret god-høj artstilstand og er velfungerende levesteder for følsomme plantearter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil. Disse arealer har vidt udbredte positive strukturer, hvilket indikerer, at arealet har lang kontinuitet i livsvilkårene (fx græsning og oversvømmelse). Men samtidig er der også vidt udbredte negative strukturer, der peger på, at levestedet er påvirket af menneskelige indgreb, der kan medføre irreversible ændringer i de økologiske kår (fx afvanding, gødsning og omlægning) (se Foto 3.1.b). Det kan også være alle andre arealer med en god/høj artstilstand hvor de positive og negative strukturer forekommer i andre kombinationer. Det kan være naturarealer, der rummer både partier med lang, ubrudt kontinuitet og partier, der er kulturpåvirket. Eller naturarealer med en naturlig hydrologi på våd, tuet bund, men tydeligt påvirket af næringsstoffer (der endnu ikke har givet udslag i en forringet artstilstand).

**Foto 3.1.a.** Overdrev med et højt naturindhold (klasse A). Der er artsrig vegetation og tydelige tegn på lang kontinuitet og fravær af tydelige strukturer, der indikerer kulturpåvirkning. Åmølle ved Mariager Fjord. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen Aarhus.



**Foto 3.1.b.** Overdrev med et godt naturindhold (klasse B). Der er artsrig vegetation og tydelige spor efter lang kontinuitet. I slugterne er der en mørkegrøn vegetation, der indikerer, at arealet er påvirket af næringsstoffer. Kalkoverdrev ved Fejrup. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen Aarhus.



**Foto 3.1.c.** Overdrev med et moderat naturindhold (klasse C). Der er en moderat artstilstand og tegn på lang kontinuitet, men også en høj dækning af græsser, der peger på, at arealet er påvirket af næringsstoffer. Foto: Jes-per Fredshavn, AU.



**Foto 3.1.d.** Overdrev med et ringe naturindhold (klasse D). Vegetationen er forarmet, og der er tydelige spor efter kulturvirkning (dominans af græsser som følge af næringsbelastning). Men der er også tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår, der karakteriserer et godt overdrev (stejle uopdyrkelige skrænter med fritstående træer og buske). Korsør Nor. Foto: Miljøcenter Nykøbing.



**Foto 3.1.e.** Overdrev med et dårligt naturindhold (klasse E). Vegetationen er forarmet, og der er tydelige spor efter kulturvirkning (dominans af græsser som følge af næringsbelastning). Der er ingen tegn på strukturer, der indikerer kontinuitet i de livsvilkår, der karakteriserer et godt overdrev (store sten, stejle skrænter, urterig vegetation, træer med fodpose). Kirkebjerg. Foto: Miljøcenter Nykøbing.





*Klasse C* er arealer med et moderat naturindhold. De har en dokumenteret moderat artstilstand og er velfungerende levesteder for almindelige planterarter og den del af biodiversiteten, der er knyttet hertil. Disse arealer rummer forskellige kombinationer af positive og negative strukturer og dermed også store forskelle i kontinuiteten i livsvilkårene (se Foto 3.1.c.). Fælles for naturarealerne i denne klasse er dog, at kulturpåvirkningerne i form af afvanding, gødsning og omlægning ikke er af et omfang og en varighed, der har medført en massiv forringelse af plantedækkets artssammensætning. Der er et stort potentiale for at forbedre eller genoprette naturområdet.

*Klasse D* er arealer med et ringe naturindhold. De har en dokumenteret ringe eller dårlig artstilstand og fungerer ikke som levested for følsomme planterarter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en artsrig vegetation. Selvom plantedækkets artssammensætning er forarmet, er der dog tegn på kontinuitet i nogle af de livsvilkår der karakteriserer et godt levested (eksempelvis naturlige forstyrrelser som græsning og oversvømmelser) (se Foto 3.1.d.). Der kan således være et potentiale for at genoprette levestedet.

*Klasse E* er arealer med et dårligt naturindhold. De har en dokumenteret ringe eller dårlig artstilstand og fungerer ikke som levested for følsomme planterarter og den del af biodiversiteten, der er knyttet til en artsrig vegetation. Naturarealer i denne klasse er endvidere karakteriseret ved fravær af strukturer, der indikerer kontinuitet i livsvilkårene (se Foto 3.1.e.). Her skal en omfattende indsats til for at genskabe værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer vil der kunne etableres nye naturarealer af en tilsvarende eller højere kvalitet.

For hver af de fem terrestriske naturtyper er beregnet, hvor stor en andel af det § 3-beskyttede areal, der har en naturtilstand, der falder ind under definitionerne på en af de lysåbne terrestriske naturtyper, der er omfattet af Habitatdirektivet, og hvor store arealer der findes i de fem naturindholdsklasser. Beregningerne er foretaget for de fem terrestriske § 3-naturtyper: eng, overdrev, mose, hede og strandeng (se afsnit 3.2-3.6). Arealerne er opgjort for arealer inden for og uden for habitatområderne samt for hele landet.

I gennemgangen af de enkelte naturtyper har vi alene forholdt os til kvaliteten af det enkelte beskyttede areal og ikke dets evt. økologiske funktion i relation til omkringliggende naturarealer. I en konkret vurdering af de potentielle konsekvenser af tilstandsændringer på et beskyttet naturareal, kan denne tilgang derfor ikke stå alene.

### **3.1.5 Sjældne, truede og beskyttede arter**

Forekomsten af sjældne, truede og beskyttede arter er afgørende for konsekvensvurderinger på § 3-beskyttede arealer. For hver naturtype har vi beskrevet, hvilke rødlistede, fredede og bilagslistede arter der kræver særlig opmærksomhed. Det gælder både det konkrete VVM-arbejde der ligger forud for en eventuel projektering af opførsel af vindmøller på beskyttede naturarealer, men også i forbindelse med en evt. dispensation fra Naturbeskyttelseslovens § 3.

#### **Rødlistede arter**

Rødlisten er en liste over arter, som er vurderet til at være i fare for at forsvinde fra landet (Wind & Ejrnæs 2014). Det vil typisk være arter, som er i tilbagegang, ofte sjældne arter, men det kan også være mere udbredte arter med stor dokumenteret tilbagegang. Rødlisten udvikler sig med tiden ved, at flere artsgrupper bliver evalueret, og ved, at tidligere vurderinger bliver

gentaget og revideret. I en biodiversitetssammenhæng er rødlisten uomgængelig og i vindmølleprojekter vil konsekvenserne for rødlistede arter altid skulle vurderes, jf. VVM-bekendtgørelsen.

I denne rapport er anvendt forekomstdata for rødlistede arter fra forskellige kilder, herunder Danmarks Miljøportal, [www.fugleognatur.dk](http://www.fugleognatur.dk), DanBIF og Danmarks Svampeatlas (se Ejrnæs m.fl. 2012). Der er anvendt data fra 1990 og frem.

#### **Fredede arter**

En række plante- og dyrearter, der er i fare for udryddelse, er omfattet af artsfredningsbekendtgørelsen. Det drejer sig om ikke-jagtbare pattedyr og fugle (jf. jagtloven), alle krybdyr og padder samt orkidéer. I vindmølleprojekter vil konsekvenserne for fredede arter altid skulle vurderes, jf. VVM-bekendtgørelsen.

#### **Habitatdirektivets arter**

Arter på Habitatdirektivets Bilag II og IV er medtaget, fordi Danmark har en særlig forpligtelse over for disse arter. For Bilag II-arterne skal der udpeges habitatområder, hvor de er særligt beskyttede, hvorimod Bilag IV-arterne er generelt beskyttede overalt hvor de forekommer, såvel som individer som deres yngle- eller rasteområder. Mange af arterne er ret sjældne, men bilagene omfatter også flere arter, som er forholdsvis almindelige og vidt udbredte – fx stor vandsalamander, spidssnudet frø og markfirben. Arterne på Habitatdirektivets Bilag II og IV har vist sig at være relativt gode indikatorer for artsdiversiteten i Danmark (Lund 2000). I forbindelse med vindmølleprojekter vil de bilagslistede arter altid skulle vurderes, jf. habitatbekendtgørelsen.

#### **Fuglebeskyttelsesdirektivets arter**

Fuglebeskyttelsesdirektivet har til formål at beskytte og forbedre vilkårene vildt forekommende fuglearter i EU. For de fuglearter, der findes i Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I, og for internationalt betydende bestande af trækfugle skal der træffes særlige beskyttelsesforanstaltninger for at sikre arternes levesteder. Medlemslandene er således forpligtet til at udpege særlige fuglebeskyttelsesområder med henblik på at beskytte vigtige ynglefugleforekomster og store forekomster af trækfugle.

Beskyttelsen af habitat- og fuglebeskyttelsesområder stiller krav om, at der ikke må gives tilladelse til aktiviteter, der kan have negative effekter på de beskyttede arter. I forbindelse med vindmølleprojekter vil de bilagslistede arter altid skulle vurderes, jf. habitatbekendtgørelsen.

#### **Følsomme plantearter**

Ud over de arter, som forekommer på rødlisten, rummer den danske flora en række arter knyttet til lysåbne, næringsfattige naturarealer, der er følsomme overfor negative ændringer af deres levesteder. Det er arter, som stadigvæk er mere eller mindre almindelige, men som har været i stor historisk tilbagegang. I denne rapport er følsomme plantearter defineret som plantearter, der i naturtilstandssystemet er udpeget som meget eller ekstremt følsomme over for kulturpåvirkning (de såkaldte "tostjernearter") og derfor fortrinsvis findes på uforstyrrede naturarealer (Fredshavn & Erjnæs 2009). Tostjernearterne kan altså ses som en slags indikatorarter for truet natur, og arealer med mange tostjernearter vil typisk også kunne indeholde truede arter fra andre grupper af organismer. Tostjernearterne fortæller en lidt anden historie end artstilstanden, fordi artstilstanden er baseret på gennemsnittet af alle registrerede plantearter, også de som trækker ned, mens tostjernearter udelukkende medregner arter, som viser, at der forekommer meget følsomme arter i et område.

## 3.2 Ferske enge

Ferske enge findes på fugtige eller tidvis vandmættede jorder, hvor der er fast bund i sommermånederne. Den lavtvoksende græs- og urtedominerede vegetation holdes lysåben ved tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt. De ferske enge forekommer i ådale, langs søbredder og vandløb, i lavninger og langs kysterne, hvor ferskt grundvand siver frem i bunden af skrænterne.

Naturtypen fersk eng er i naturbeskyttelsesloven defineret ved at være ekstensivt omlagt sjældnere end hvert 7.-10. år og fersk eng kan efter graden af kulturpåvirkning inddeles i kultur- og naturenge. Naturengen kan være let drænet, men er i øvrigt uden anden landbrugspåvirkning end græsning eller høslæt, mens kulturengen i varierende grad er påvirket af omlægning, dræning og/eller gødskning. Mens naturenge har meget stor værdi som levesteder for sårbare planter og dyr, har kulturengene mindre værdi som levested for vilde dyr og planter, men kan dog nogle steder være af værdi for eksempelvis rastende vandfugle.

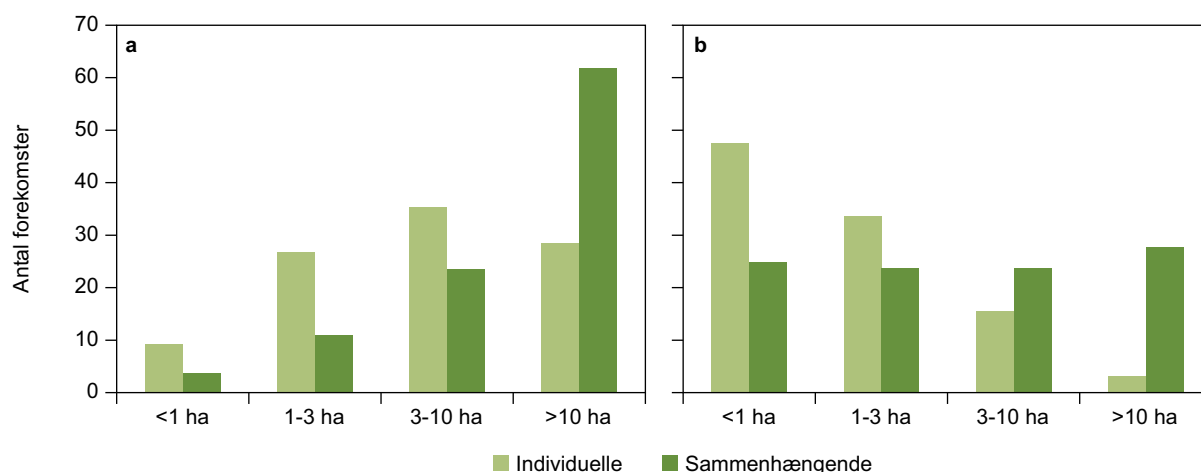
### 3.2.1 Areal og geografisk fordeling

Der findes ca. 95.000 ha § 3-beskyttet fersk eng i Danmark fordelt på mere end 43.000 forekomster med en gennemsnitlig størrelse på 2,5 ha (Danmarks Miljøportal, august 2012). Næsten halvdelen af forekomsterne er mindre end 1 ha, og de dækker tilsammen blot 10 % af engarealet (Figur 3.2.1.a og b). Og omtrent 25 % af engene (og 4 % af arealet) findes som små og isolerede naturarealer (< 1 ha) uden rumlig sammenhæng med andre beskyttede naturarealer (Figur 3.2.1.b). Meget få enge (3 % af forekomsterne og 30 % af arealet) findes som individuelle enge over 10 ha, medens knap 30 % (godt 60 % af arealet) indgår som en del af et større sammenhængende naturareal (> 10 ha).

Omtrent 21.000 ha fersk eng, svarende til 22 % af naturtypens samlede areal, findes inden for habitatområderne (Tabel 3.2.1).

**Tabel 3.2.1.** Oversigt over arealet med § 3-eng i den vejledende registrering fra august 2012. For hele landet er vist naturtypens areal (i ha), den tilhørende andel af landarealet (i %), antal vejledende registrerede forekomster samt den gennemsnitlige størrelse (i ha). Inden for habitatområderne er endvidere vist naturtypens areal (i ha), andelen af naturtypens samlede areal (i %) og andelen af § 3-arealet, der er kortlagt som en lysåben habitatnaturtype i forbindelse med Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011.

<b>Fersk eng</b>	
<b>Hele landet</b>	
Areal	95.428 ha
Andel af landareal	2,2 %
Antal forekomster	43.049
Gennemsnitlig størrelse	2,5 ha
<b>Inden for habitatområderne</b>	
Areal	21.160 ha
Andel af naturtypens areal	22 %
Andel eng kortlagt som lysåben habitatnatur	16 %

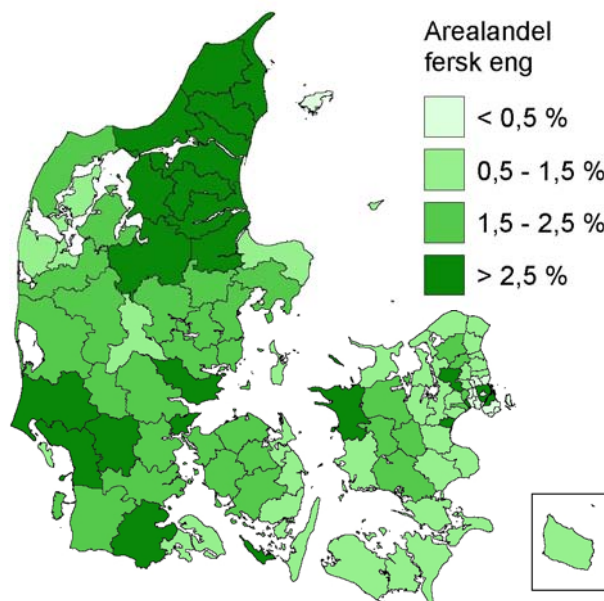


**Figur 3.2.1.** Størrelsesfordelingen af de vejledende registrerede ferske enge vist ved andelen af a) areal med naturtypen, og b) antal forekomster fordelt på 4 størrelsesklasser (< 1 ha, 1-3 ha 3-10 ha og > 10 ha).

”Individuelle” viser størrelsesfordelingen af de individuelt registrerede ferske enge i den vejledende § 3-registrering. ”Sammenhængende” viser fordelingen af engene i forhold til størrelsen af de beskyttede naturarealer, engene er rumligt sammenhængende med (se Levin 2013).

De ferske enge findes i hele landet, men er mest udbredt i det nordlige og sydvestlige Jylland (Figur 3.2.2).

**Figur 3.2.2.** Den geografiske fordeling af ferske enge i Danmark. For hver kommune er vist engarealernes andel af landarealet. Efter Nygaard m.fl. (2011).



### 3.2.2 Undertyper og habitattyper

I forbindelse med kommunernes besigtigelser af de § 3-beskyttede ferske enge er der mulighed for at markere, om arealet tilhører en af følgende undertyper: Næringsfattig eng, natureng og kultureng. Denne vurdering er imidlertid kun foretaget på en begrænset andel af de besigtigede arealer, og der findes således ingen opgørelse over, hvor stor en andel af engarealet der udgøres af de tre undertyper.

Inden for habitatområderne er knap 16 % af arealet med § 3-eng i 2010-2011 kortlagt som en habitatnaturtype omfattet af Habitatdirektivet (Tabel 3.2.1) (Fredshavn 2012). Når tallet er så lavt, skyldes det, at Habitatdirektivets Bi-

lag I omfatter meget få engtyper, og at mange af de § 3-registrerede enge ikke lever op til habitatnaturtypernes definitioner. Habitatnaturtypen rigkær (7230) er kortlagt på knap 5 % af arealet med fersk eng, medens habitatnaturtyperne strandeng (1330), tidvis våd eng (6410) og surt overdrev (6230) er kortlagt på 1-4 % af engarealet inden for habitatområderne (se Tabel 3.2.2).

Sammenlagt vurderes det, at 8.200 ha med naturtypen fersk eng, svarende til knap 9 % af det vejledende registrerede areal, falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk naturtype omfattet af Habitatdirektivet. Ud fra naturtypernes fordeling inden for habitatområderne, vurderes det, at der er rigkær, tidvis våd eng, strandeng og surt overdrev på sammenlagt 7.000 ha med § 3-eng.

**Tabel 3.2.2.** Oversigt over arealer med habitatnaturtyper, der ligger inden for den vejledende registrering af § 3-beskyttede enge. For hver habitatnaturtype er vist det kortlagte areal, der overlapper med § 3-eng (i ha), den tilsvarende andel af det samlede areal med § 3-eng (i %) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) inden for habitatområderne, baseret på Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011. I de sidste to kolonner er beregnet, hvor stort areal med habitatnaturtypen der overlapper med det samlede § 3-areal (i ha) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) for hele landet baseret på beregningerne i Nielsen m.fl. (2012). "Andre habitatnaturtyper" rummer habitatnaturtyper, der har mindre end 1 % af sit areal inden for det § 3-beskyttede engareal. Sidste række viser det samlede engareal, der falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk habitatnaturtype for hhv. inden for habitatområderne og hele landet (i ha og %).

Habitatnaturtyper	Habitatområderne (kortlagt)			Hele landet (beregnet)	
	§ 3-eng, der er kortlagt habitatnatur (ha)	Andel af § 3-eng (%)	Habitatnaturtypens samlede areal (ha)	§ 3-eng, der skønnes at være habitatnatur (ha)	Habitatnaturtypens samlede areal (ha)
Strandeng (1330)	761	3,6	28.327	1.000	36.700
Surt overdrev (6230)	280	1,3	4.392	800	12.900
Tidvis våd eng (6410)	718	3,4	2.387	2.100	7.000
Rigkær (7230)	994	4,7	2.902	3.100	8.900
Andre habitatnaturtyper	565	2,7		1.200	
Samlet	3.318 15,7 %			8.200 8,6 %	

### 3.2.3 Naturindholdet på § 3-enge

Engarealet er opdelt i fem naturindholdsklasser afhængig af arealernes arts-tilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning i form af omlægning, afvanding og eutrofiering (se Tabel 3.2.3).

**Tabel 3.2.3.** Oversigt over positive og negative strukturer på § 3-fersk eng (Fredshavn m.fl. 2010a). Positive strukturer indikerer, at arealet har lang kontinuitet og potentielt stor værdi som levested for sjældne og truede arter, medens negative strukturer forekommer på arealer, der er kulturpåvirket ved omlægning, afvanding og/eller næringsbelastning.

Positive strukturer	Negative strukturer
Naturlig fugtig bund, ofte mosrig	Vegetation domineret af græsser
Vegetation domineret af bredbladede urter og halvgræsser	Tør bund domineret af høje næringskrævende stauder
Tuet ujævn vegetation/bund	Omlagt/isået med kulturgræsser/-kløver
Fugtige artsrige kratpartier	Tegn på tilskuds fodring/gødskning

Ferske enge med et højt naturindhold har en naturligt fugtig og tuet bund, der kan være rig på mosser (positive strukturer). Vegetationen er relativt artsrig og varieret og kun svagt påvirket af omlægning, afvanding og næringsbelastning (se Foto 3.2.1).



**Foto 3.2.1.** Artsrige enge med naturlig, fugtig og tuet bund rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Rigkær i Kastbjerg Ådal. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen Aarhus.



**Foto 3.2.2.** Næringsbelastede højstaudeenge med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Peter Wind, AU.

På ferske enge med et dårligt naturindhold er vegetationen relativt artsfattig, og engen er typisk omlagt, afvandet og/eller næringsbelastet (negative strukturer), og der skal en større indsats til for at genskabe værdifulde levesteder (se Foto 3.2.2).

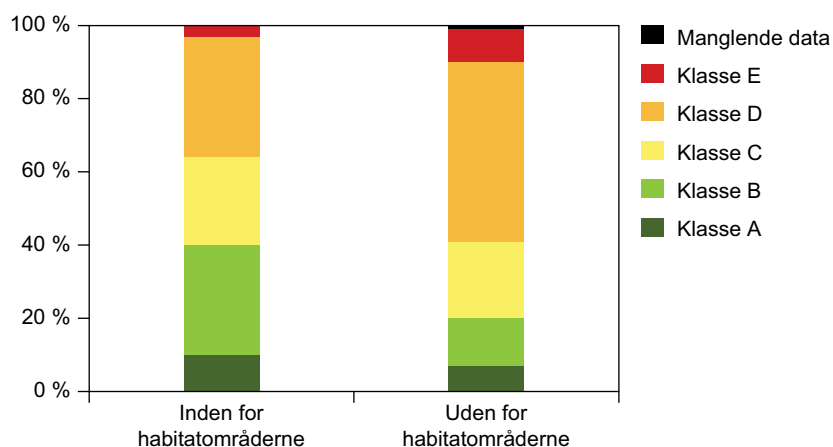
I perioden 2007-2012 har de danske kommuner besigtiget omkring 10.500 ferske enge med et samlet areal på godt 33.000 ha, svarende til 35 % af det vejledende registrerede areal med naturtypen (se Tabel 3.1.2). Heraf er der foretaget en udvidet registrering med udlægning af en dokumentationscirkel på 70 ferske enge med et samlet areal på 5.114 ha inden for og 5.145 ferske enge (14.855 ha) uden for habitatområderne.

**Tabel 3.2.4.** Oversigt over fordelingen af det vejledende registrerede areal med § 3-eng på de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Inden for og uden for habitatområderne er vist det besigtigede areal med hver af de fem naturindholdsklasser (i ha), naturindholdsklassernes andel af det samlede besigtigede areal (i %) og en opskalering heraf til det vejledende registrerede § 3-areal (i ha). I de sidste kolonner er vist det vejledende registrerede areals fordeling på de fem naturindholdsklasser for hele landet og andel i % af det samlede danske landareal. I den næstsidste række er vist det samlede besigtigede og vejledende registrerede areal inden for og uden for habitatområderne samt for hele landet. Og nederst er vist andelen af det vejledende registrerede engareal inden for og uden for habitatområderne.

\* Inden for habitatområderne er Naturstyrelsens kortlægning af de terrestriske habitatnaturtyper inddraget i beregningerne af naturtilstandsklassernes andel af det besigtigede areal og opskaleringen til det vejledende registrerede areal med fersk eng.

Naturindhold	Inden for habitatområderne			Uden for habitatområderne		Hele landet		
	Besigtiget § 3		Registreret § 3	Besigtiget § 3		Registreret § 3		Registreret § 3
	Areal (ha)	Andel *	Areal (ha) *	Areal (ha)	Andel	Areal (ha)	Areal (ha)	Andel
Højt (klasse A)	550	10 %	2.200	970	7 %	4.800	7.000	0,2 %
Godt (klasse B)	1.298	30 %	6.300	1.911	13 %	9.500	15.800	0,4 %
Moderat (klasse C)	1.182	24 %	5.100	3.166	21 %	15.800	20.900	05 %
Ringede (klasse D)	1.920	33 %	7.000	7.321	49 %	36.500	43.500	1,0 %
Dårligt (klasse E)	148	3 %	600	1.386	9 %	6.900	7.500	0,2 %
Manglende data	16	0 %	0	102	1 %	500	500	< 0,1 %
<i>Samlet areal (ha)</i>	<i>5.114</i>		<i>21.200</i>	<i>14.855</i>		<i>74.000</i>	<i>95.200</i>	<i>2,2 %</i>
<i>Andel af samlede areal (%)</i>			<i>22 %</i>			<i>78 %</i>		

**Figur 3.2.3.** Fordelingen af naturindholdsklasser på de besigtigede og kortlagte arealer med § 3-beskyttede ferske enge inden for og uden for habitatområderne.



Der er dokumenteret en god-høj artstilstand på 40 % af de § 3-registrerede ferske enge inden for og 20 % uden for habitatområderne (Klasse A og B i Tabel 3.2.4 og Figur 3.2.3). Inden for habitatområderne er der registreret en moderat artstilstand på 24 % af det besigtigede engareal, medens artssammensætningen på 21 % af arealet uden for indikerer en moderat tilstand. Der er registreret en ringe eller dårlig artstilstand på 36 % af den vejledende registrering med naturtypen inden for habitatområderne. På 3 % af arealet er der endvidere registreret fravær af strukturer som fugtig tuet bund eller artsrige kratpartier, der indikerer lang kontinuitet (positive strukturer jf. Tabel 3.2.3). Uden for habitatområderne er 58 % af det besigtigede areal med fersk eng i en ringe eller dårlig artstilstand og på 9 % er der tillige fravær af positive strukturer, hvilket peger på, at engvegetationen er omlagt, afvandet og/eller næringsbelastet.

### 3.2.4 Sårbare, truede og beskyttede arter på ferske enge

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et engareal, er det af afgørende betydning for bevarelsen af biodiversiteten, om arealet er levested for bilagsarter samt fredede og rødlistede arter. Ferske enge er levested for 58 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter samt en række arter af flagermus. I Danmark er der 7 arter, som er knyttede til ferskeng på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV, og ifølge rødlisten er i alt 18 arter knyttet til ferskeng truede eller kritisk truede.

**Tabel 3.2.5.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-ferskeng. Rødkategori: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødkategori	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Enkelt månerude	<i>Botrychium simplex</i>	EN	X	X	X
Mygblomst	<i>Liparis loeselii</i>	EN	X	X	X
Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	CR	X	X	
Skæv vindelsnegl	<i>Vertigo angustior</i>	NE		X	
Spidssnudet frø	<i>Rana arvalis</i>	LC	X		X
Strandtudse	<i>Bufo calamita</i>	LC	X		X
Birkemus	<i>Sicista betulina</i>	VU	X		X

### Habitatdirektivets arter

De fleste af Habitatdirektivets arter knyttet til ferskeng er ret fåtallige og/eller med ugunstig bevaringsstatus. Enkelt Månerude er en relativt lille og uanseelig karsporeplante, som findes primært på strandoverdrev og enge, oftest på sandet bund. Den er siden 2000 kun fundet på to lokaliteter på hhv. Norddjursland og Nordvestsjælland. Mygblomst er en lille orkidé med små hvidlige blomster. Mygblomst vokser på kalkholdig, gerne mosdækket jordbund i fugtige enge og moser samt i grønklitlavninger. Arten er typisk for fugtige klitlavninger og rigkær (Petersen 2013). I perioden 2004-2011 er mygblomst registreret på 16 lokaliteter i Jylland, på Fyn og på Sjælland.

Dagsommerfuglen hedepletvinge findes kun i Nordjylland, hvor den typisk lever i overgangszonen mellem fugtige og tørre arealer på mager jord såsom fugtige heder, tørvemoser og ugødede enge med forekomst af værtsplanten djævelsbid. Hedepletvinge synes at være gået frem i udbredelse og bestandsstørrelse i perioden 2004-2011, selv om de nye forekomster i perioden i en vis udstrækning repræsenterer oversete forekomster frem for nyetable-rede bestande.

Skæv vindelsnegl lever både på fugtige og tørre lokaliteter og kan forekomme på fugtige enge, rigkær, starsump og strandvolde og mere tørre levesteder som overdrev, blandet løvskov, markhegn og stengærder. I perioden 2005-2007 er skæv vindelsnegl fundet på 47 lokaliteter i Nordjylland, Østjylland, Sydjylland, Fyn, Sjælland, Lolland-Falster og Bornholm (Søgaard & Asferg 2009).

Bestanden af strandtudse har været i tilbagegang gennem en længere årrække, og er forsvundet fra de fleste indlandslokaliteter. Den findes i fugtige lavninger på klitheden langs vestkysten, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm (Søgaard & Asferg 2007). Herudover træffes den nogle gange på lignende indlandshabitater herunder i tilknytning til ferskeng. Strandtudsens yngle- og rasteområder vil således ofte være vandhuller, enge og strandenge, der er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3.

Spidssnudet frø yngler i mange slags vådområder lige fra ganske små vandhuller til bredden af store søer og fra helt overskyggede ellesumpe til helt lysåbne vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i enge og moser, men forekommer i øvrigt i et bredt udsnit af naturtyper. Bestanden synes at være vigende i Østdanmark (Søgaard m.fl. 2013).

Birkemus er fundet i en række forskellige naturtyper: Ferske enge, strandenge, overdrev, ekstensivt dyrkede marker, heder, moser, vældområder, fjordskrænter og nogle steder endda i plantager og skove. De træk, som går igen på de fleste sommeropholdssteder, er en høj grad af fugtighed og et tæt urtelag. Birkemus forekommer i Danmark i to adskilte udbredelsesområder: Det vestlige Limfjordsområde og det sydlige Jylland syd for en linje Horsens-Varde og nord for Haderslev-Ribe.

Ferske enge kan endvidere være vigtige dele af levestedet for de fleste flagermusarter, se kapitel 5.

### Fugle

Ferske enge er levested for flere rødlistede ynglefugle som fx engsnarre (næsten truet), brushane (truet) og engryle (truet). Engsnarre foretrækker høj græsvegetation med fugtig bund, mens brushane og engryle yngler, hvor



vegetationen er lav. Uden for yngletiden raster og fouragerer flere arter på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I: hjejle, grågås, sædgås m.fl.

### Fredede arter

Orkidéerne og padderne er de artsgrupper, der har flest fredede arter knyttede til ferskenge. De mest kendte af orkidéerne, er arterne i *Dactylorhiza*-slægten: Maj-gøgeurt, kødfarvet gøgeurt, og plettet gøgeurt. De to førstnævnte er karakteristiske, ofte ret kraftige planter med et enkelt aks bestående af talrige lysviolette-rødlilla blomster. De er lokalt ret almindelige i dele af landet i velafgræssede enge, kær og væld, men der findes en række sjældne eller meget sjældne underarter af begge disse orkidé-arter, som ikke behandles her. Plettet gøgeurt foretrækker ofte en relativt lav pH og er således mest almindelig på heder og i hedemoser i Nord- og Vestjylland, men findes også i enge og på overdrev i resten af landet. De øvrige ferskengsorkidéer, sump-hullæbe, langakset trådspore og pukcellæbe er alle sjældne, kræver meget lys og vokser kun, hvor der er kalkrigt. Sump-hullæbe er den eneste hullæbe, der er bestanddannende, og den eneste, der gror på meget fugtige og våde steder. Pukcellæbe har, pga. manglende græsning, i lang tid været i rivende tilbagegang. Den findes i dag kun i 16 enge og kær i Himmerland, Nordjylland, på Sjælland og på Møn. Det samme gælder langakset trådspore, der i Danmark kun findes i enkelte enge, kær og væld på Nordsjælland, selvom den formentlig er en af Europas mest almindelige orkidéer. På næringsfattige, relativt sure ferskenge med opvækst af pilekrat eller birk, kan det ikke udelukkes, at man kan støde på den meget sjældne orkidé korralrod, som er en lille uanseelig, brunlig, halvsnyltende plante, der er stærkt afhængig af dens samliv med jordboende svampe.

En enkelt fredet sommerfugl, herorandøje, er tæt knyttet til ferskeng. Denne sommerfugl er formentlig forsvundet fra Danmark, men har tidligere været kendt fra Sjælland i skovenge og lyse skove, hvor dens larver levede på forskellige græsser, bl.a. hundegræs.

Padder, som i Danmark alle er fredede, færdes tit i ferske enge i nærheden af deres yngleområder i søer eller vandhuller (se afsnit 3.8).

**Tabel 3.2.6.** Oversigt over de 10 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til § 3-ferskeng. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne. Efter Wind & Pihl 2004.

Familie/Art	Nøgletal			Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)					
	Antal rødli., fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.			Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
	Antal rødli. arter i DK	Antal arter i DK							
Svirrefluer	7	82	291	0	0	0	0	2	2
Orkidéer	7 (+4 und.arter)	28	39	0	0	13	0	0	13
Løbebiller	4	100	328	0	0	0	0	0	1
Rødblade	3	68	163	0	0	0	1	1	2
Ugler	3	76	413	0	0	0	0	0	1
Takvinger	3	16	45	4	2	0	0	0	7
Blåfugle	2	17	27	4	0	0	4	0	7
Egentlige frøer	2	5	7	0	0	0	0	0	0
Gyvelkvæler-familien	2	10	30	7	0	0	0	0	7
Violfamilien	2	4	13	0	0	8	8	0	15

### Rødlistede arter

Foruden orkidéerne er svirrefluer og løbebiller de to artsgrupper med det største antal rødlistede arter med særlig tilknytning til ferskeng. Af svirrefluerne er alle på nær to arter rødlistede som næsten truede. Storplettet bredfodsflue synes at være den af svirrefluerne, der ifølge rødlisten er mest almindelig, men der er kun indberettet ganske få fund af den på det seneste, og man mener derfor, den er i tilbagegang. To af svirrefluerne er enten truede eller kritisk truede: Kalk-myresvirreflue og smuk mosesvirreflue. Af løbebillerne er tre sjældne og kun lokalt forekommende, mens en enkelt er uddød. Sump-viol, stor enggræshoppe og rovfluen *Machimus arthriticus* er alle truede eller kritisk truede i Danmark og lever primært i ferskeng og/eller moser.

Mosserne indgår endnu ikke i rødlisten, og de fremgår derfor ikke af tabel-erne. Mosserne er en vigtig artsgruppe for mange ferske vådområder inklusive ferske enge. En rig mosflora indikerer med al sandsynlighed en god naturtilstand i ferske enge (fx Zechmeister m.fl. 2003).

Der er fundet rødlistede arter på 41 af de 701 (5,8 %) registrerede § 3-enge inden for og på 64 ud af 5.145 (1,2 %) § 3-beskyttede enge uden for habitat-områderne. De rødlistede arter er fortrinsvis fundet på enge i de højeste naturindholdsklasser. Inden for habitatområderne er der således registreret en eller flere rødlistede arter på 15 % af engene i den bedste naturindholdsklasse (A). Uden for habitatområderne er andelen væsentligt lavere (2 % i Klasse A). Tilsvarende er der registreret rødlistede arter på hhv. 1,8 % (inden for) og 0,3 % (uden for habitatområderne) af de § 3-beskyttede enge i den ringeste naturindholdsklasse (E).

De hyppigst registrerede rødlistede plantearter på ferske enge er bakkegøgelilje og bredbladet kæruld samt sommerfuglearter som dukatsommerfugl, kejserkåbe og okkergul pletvinge. Det er alle arter, der ikke har den ferske eng som det primære levested.

**Tabel 3.2.7.** Oversigt over registreringer af rødlistede arter på ferske enge hhv. inden for og uden for habitatområderne med antal rødlistefund, antal udvidede § 3-registreringer (med dokumentationscirkel) af ferske enge foretaget af de danske kommuner i perioden 2007-2012 samt andelen af § 3-registreringer med forekomst af en eller flere rødlistede arter. I de sidste 5 rækker er vist andelen af de registrerede § 3-enge med rødlistefund for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.2.4).

Fersk eng	Inden for habitatområderne	Uden for habitatområderne
Antal rødlistefund	41	64
Antal registreringer	701	5.145
Andel med rødlistefund	5,8 %	1,2 %
Klasse A	15,3 %	2,5 %
Klasse B	10,4 %	3,2 %
Klasse C	4,7 %	1,2 %
Klasse D	3,2 %	1,0 %
Klasse E	1,8 %	0,3 %

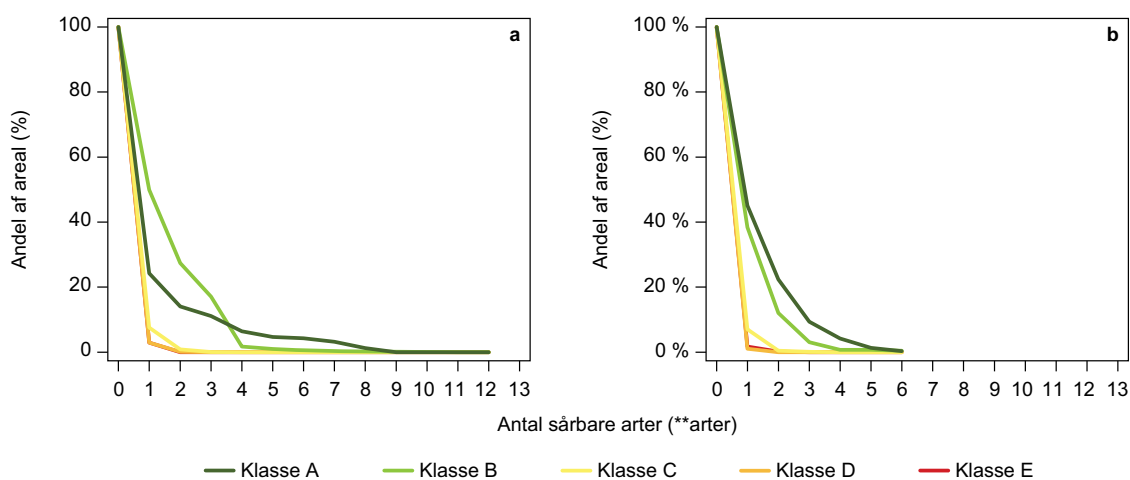
### Registreringer af følsomme plantearter

På de ferske enge, hvor kommunerne og Naturstyrelsen i perioden 2007-2012 har foretaget en fuldstændig registrering af vegetationens sammensætning af arter i en dokumentationscirkel med en radius på 5 m, er der i gen-

nemsnit fundet en eller flere følsomme plantearter (\*\*-arter jf. Fredshavn m.fl. 2010b) på 17 % af engene inden for og 12 % af engene uden for habitatområderne. Det drejer sig typisk om arter som tormentil, djævelsbid, hjerte-græs, krognæb-star, engblomme, tvebo baldrian, hunde-viol og mose-troldurt. Som det fremgår af Figur 3.2.4 er de følsomme arter fortrinsvis registreret på ferske eng i de to bedste naturindholdsklasser, og fordelingen af følsomme arter på de fem naturindholdsklasser er nogenlunde ens inden for og uden for habitatområderne.

Inden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 24 og 50 % af engene i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). På 5 % af engene i klasse A og 1 % i klasse B er der registreret mindst 4 følsomme arter. Tilsvarende er der kun registreret følsomme arter på 3 % af engene i de to ringeste naturindholdsklasser (D og E) og 8 % i den mellemste klasse (C). På enkelte forekomster med fersk eng (med rigkærsvvegetation) i de højeste naturindholdsklasser (A og B) er der registreret op mod 12 følsomme arter i dokumentationsfeltet.

Uden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 45 og 38 % af engene i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). På hhv. 4 (Klasse A) og 1 % (Klasse B) af engene er der registreret mindst 3 følsomme arter. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på blot 1-2 % af engene i de to ringeste naturtilstandsklasser (D og E), og ingen eng i disse klasser rummer mere end 1 sårbar art.



**Figur 3.2.4.** Sammenhængen mellem andelen af arealet med fersk eng a) inden for og b) uden for habitatområderne og det registrerede antal følsomme arter for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.2.4). Følsomme arter er her defineret som \*\*-arter i Fredshavn m.fl. (2010b). Data stammer fra kommunernes registreringer (med dokumentations-cirkler) af § 3-beskyttede naturarealer fra 2007-2012. Inden for habitatområderne er disse suppleret med Naturstyrelsens kortlægning af habitatnaturtyper fra 2010-2011.

### 3.2.5 Sammenfatning

Arealinddragelse på velfungerende ferske eng kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Inden for habitatområderne har 16 % af det § 3-beskyttede areal med fersk eng en tilstand, der lever op til definitionerne på en habitatnaturtype, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 40 % af engarealet. På eng i de to bedste naturindholdsklasser er der registreret følsomme plantearter på mellem en fjerdedel og halvdelen af engarealet, og der er fundet rødlistede arter på 10-15 % af forekomsterne. Det vurderes, at 9 % af engarealet uden for habitatområderne har en

tilstand, der svarer til en naturtype omfattet af Habitatdirektivets Bilag I, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 20 % af arealet. Der er fundet en eller flere følsomme plantearter på næsten halvdelen af arealet og rødlistede arter på ca. 3 % af engene i de to bedste naturindholdsklasser.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede, isolerede små ferske enge. Kommunernes besigtigelser af ferske enge siden 2007 peger på, at 3 % af engarealet inden for habitatområderne og 9 % af arealet uden for har et dårligt naturindhold og mangler naturligt fugtige, tuede eller mosrige partier, områder med dominans af urter og halvgræsser eller artsrige kratpartier. Det tyder på, at engene har været påvirket af gødskning, omlægning og afvanding gennem en længere periode og kun undtagelsesvis fungerer som levested for følsomme og truede plante- og dyrearter. Inden for habitatområderne er der kun registreret følsomme plantearter på 3 % af arealet og rødlistede arter på 1,8 % af forekomsterne i denne naturindholds-klasse. De følsomme (2 %) og rødlistede arter (0,3 %) forekommer endnu mere sporadisk uden for habitatområderne. De kulturpåvirkede enge rummer således begrænsede naturværdier, og der skal en omfattende indsats til for at genskabe dem som værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Såfremt vindmøller placeres i sådanne enge med et dårligt naturindhold, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7) vil kunne etableres nye engarealer af en tilsvarende eller højere kvalitet. En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

### **3.3 Overdrev**

Overdrev er en græs- og urtedomineret naturtype, der udvikles på tørre og næringsfattige jorder. Vegetationen er lysåben som følge af tilbagevendende forstyrrelser, typisk græsning, og kan være ganske artsrig. Naturtypen findes fortrinsvis på stejle skrænter ved kysterne og ådalene, i kuperede istidslandskaber og som grønsværvegetation langs eksponerede kyster. På tørre skrænter kan der optræde mange enårige plantearter, og på sure overdrev kan der være et væsentligt indslag af dværgbuske som hedelyng, blåbær og tyttebær.

#### **3.3.1 Areal og geografisk fordeling**

Der findes kun omkring 28.000 ha § 3-beskyttet overdrev i Danmark fordelt på mere end 17.000 forekomster med en gennemsnitlig størrelse på 1,6 ha (Danmarks Miljøportal, august 2012). Næsten 60 % af overdrevene i den vejledende registrering er mindre end 1 ha og dækker 17 % af overdrevsarealet (Figur 3.3.1.a og b). Og omtrent en fjerdedel af overdrevene findes som små og isolerede naturarealer (< 1 ha) uden rumlig sammenhæng med andre beskyttede naturarealer. Disse isolerede forekomster dækker samlet omkring 6 % af arealet med § 3-overdrev. Blot 2 % af overdrevene (22 % af arealet) i den vejledende registrering findes som individuelle arealer over 10 ha, medens godt 30 % (knap 60 % af arealet) indgår som en del af et større sammenhængende naturareal (> 10 ha).

Omtrent 7.000 ha overdrev, svarende til 25 % af naturtypens samlede areal, findes inden for habitatområderne (Tabel 3.3.1).

**Tabel 3.3.1.** Oversigt over arealet med § 3-overdrev i den vejledende registrering fra august 2012. For hele landet er vist naturtypens areal (i ha), den tilhørende andel af landarealet (i %), antal vejledende registrerede forekomster samt den gennemsnitlige størrelse (i ha). Inden for habitatområderne er endvidere vist naturtypens areal (i ha), andelen af naturtypens samlede areal (i %) og andelen af § 3-arealet, der er kortlagt som en lysåben habitatnaturtype i forbindelse med Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011.

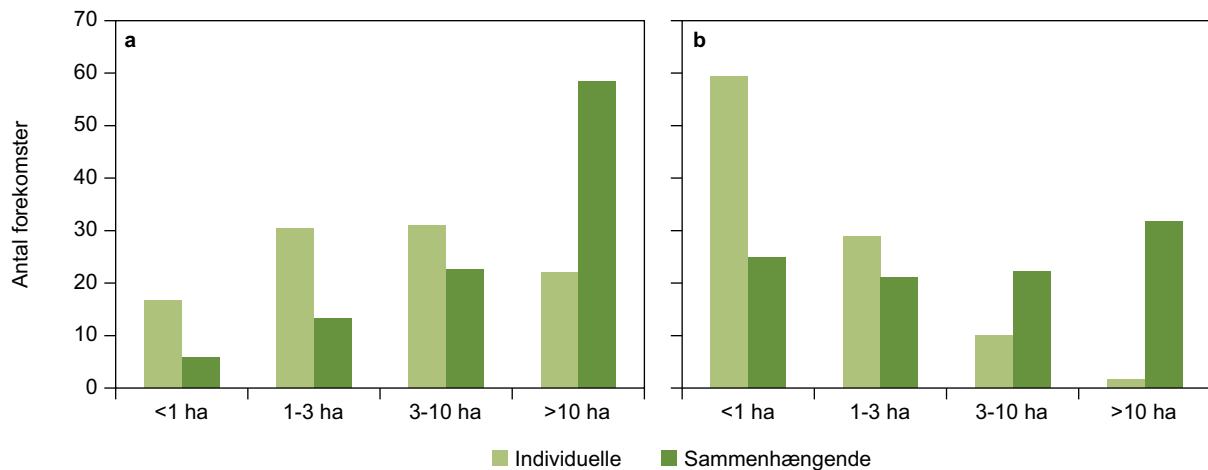
**Overdrev**

**Hele landet**

Areal	28.504 ha
Andel af landareal	0,6 %
Antal forekomster	17.641
Gennemsnitlig størrelse	1,6 ha

**Inden for habitatområderne**

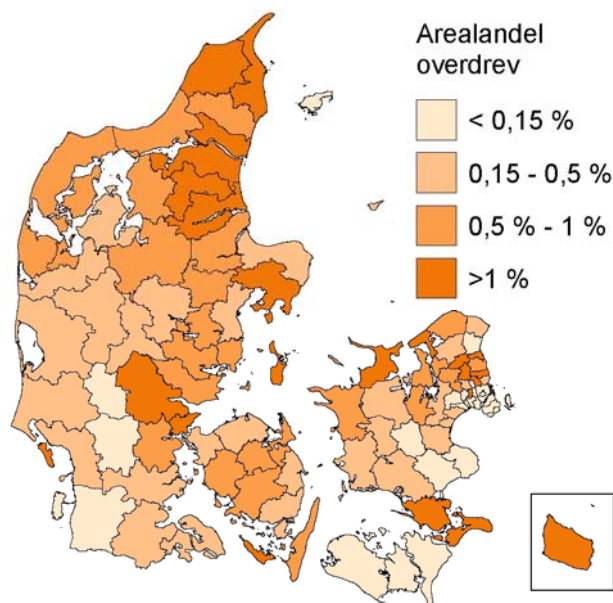
Areal	6.973 ha
Andel af naturtypens areal	25 %
Andel overdrev kortlagt som lysåben habitatnatur	62 %



**Figur 3.3.1.** Størrelsesfordelingen af de vejledende registrerede overdrev vist ved andelen af a) areal med naturtypen og b) antal forekomster fordelt på 4 størrelsesklasser (< 1 ha, 1-3 ha, 3-10 ha og > 10 ha). "Individuelle" viser størrelsesfordelingen af de individuelt registrerede overdrev i den vejledende § 3-registrering. "Sammenhængende" viser fordelingen af overdrevene i forhold til størrelsen af de beskyttede naturarealer, overdrevene er rumligt sammenhængende med (se Levin 2013).

Overdrevene findes i hele landet, men er mest udbredt i Nordjylland og de østlige egne (Figur 3.3.2).

**Figur 3.3.2.** Den geografiske fordeling af overdrev i Danmark. For hver kommune er vist overdrevsarealernes andel af landarealet. Efter Nygaard m.fl. (2011).



### 3.3.2 Undertyper og habitattyper

I forbindelse med kommunernes besigtigelser af de § 3-beskyttede overdrev er der mulighed for at markere, om arealet tilhører en af følgende undertyper: kalkoverdrev, surt overdrev og tørt overdrev. Denne vurdering er imidlertid kun foretaget på en begrænset andel af de besigtigede arealer, og der findes således ingen opgørelse over, hvor stor en andel af overdrevsarealet der udgøres af de tre undertyper.

Inden for habitatområderne er godt 62 % af arealet med § 3-overdrev i 2010-2011 kortlagt som en habitatnaturtype omfattet af Habitatdirektivet (Fredshavn 2012). Habitatnaturtypen surt overdrev (6230), der er den mest udbredte overdrevshabitatnaturtype, er kortlagt på 26 % af arealet med § 3-overdrev, medens habitatnaturtyperne kalkoverdrev (6210) og grå/grønklit (2130) er kortlagt på hhv. 13 og 10 % af arealet med § 3-overdrev inden for habitatområderne (se Tabel 3.3.2). Endvidere er habitatnaturtyperne kystklint- eller klippe (1230), strandeng (1330), havtornklit (2160) og tidvis våd eng (6410) kortlagt på 1-2 % af det § 3-beskyttede overdrevsareal. Disse habitatnaturtyper er, i den danske fortolkning af Habitatdirektivets naturtyper, defineret ret bredt (Fredshavn m.fl. 2011, App 4a og 4b), og kun de mest kulturpåvirkede overdrev er ikke omfattet af definitionen på en af de tre overdrevstyper på Habitatdirektivets Bilag I.

Sammenlagt vurderes det, at 11.700 ha med naturtypen overdrev, svarende til godt 45 % af det vejledende registrerede areal, falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk naturtype omfattet af Habitatdirektivet. Ud fra naturtypernes fordeling inden for habitatområderne, vurderes det, at der er surt overdrev, kalkoverdrev og grå/grøn klit (den del der kan karakteriseres som grønsværklit) på sammenlagt 9.700 ha med § 3-overdrev.

**Tabel 3.3.2.** Oversigt over arealer med habitatnaturtyper, der ligger inden for den vejledende registrering af § 3-beskyttede overdrev. For hver habitatnaturtype er vist det kortlagte areal, der overlapper med § 3-overdrev (i ha), den tilsvarende andel af det samlede areal med § 3-overdrev (i %) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) inden for habitatområderne, baseret på Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011. I de sidste to kolonner er beregnet, hvor stort areal med habitatnaturtypen der overlapper med det samlede § 3-areal (i ha) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) for hele landet baseret på beregningerne i Nielsen m.fl. (2012). "Andre habitatnaturtyper" rummer habitatnaturtyper, der har mindre end 1 % af sit areal inden for det § 3-beskyttede overdrevsareal. Sidste række viser det samlede overdrevsareal, der falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk habitatnaturtype for hhv. inden for habitatområderne og hele landet (i ha og %).

Habitatnaturtyper	Habitatområderne (kortlagt)			Hele landet (beregnet)	
	§ 3-overdrev, der er kortlagt habitatnatur	Andel af § 3-overdrev	Habitatnaturtypens samlede areal	§ 3-overdrev, der skønnes at være habitatnatur	Habitatnaturtypens samlede areal
	(ha)	(%)	(ha)	(ha)	(ha)
Kystklint- eller klippe (1230)	108	1,5	230	300	700
Strandeng (1330)	88	1,3	28.327	100	23.800
Grå/grøn klit (2130)	706	10,1	9.437	1.100	15.400
Havtornklit (2160)	139	2,0	432	300	800
Kalkoverdrev (6210)	897	12,9	1.262	3.200	4.500
Surt overdrev (6230)	1.830	26,2	4.392	5.400	12.900
Tidvis våd eng (6410)	102	1,5	2.387	300	7.000
Andre habitatnaturtyper	897	6,6		1.000	
Samlet	4.330			11.700	
	62,1 %			41,7 %	

### 3.3.3 Naturindholdet på § 3-overdrev

Overdrevsarealet er opdelt i fem naturindholdsklasser afhængig af arealerne artstilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning i form af omlægning og eutrofiering (se Tabel 3.3.3).



**Foto 3.3.1.** Overdrev med artsrig vegetation eller tydelige spor efter lang kontinuitet rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Kalkoverdrev ved Fejrup. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen Aarhus.



**Foto 3.3.2.** Næringsbelastede overdrev med ringe eller dårlig artstilstand kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Jesper Fredshavn, AU.

Overdrev med et godt naturindhold findes typisk på stejle skrænter, med fritliggende sten og nedbidte træer og buske med fodpose (positive strukturer). Vegetationen er relativt artsrig og varieret og kun svagt påvirket af næringsbelastning og isåning af kulturgræsser og -kløver (Foto 3.3.1).

På overdrev med et ringe naturindhold er vegetationen relativt artsfattig, og overdrevet er typisk næringsbelastet og præget af isåede kulturplanter (negative strukturer), og der skal en større indsats til for at genskabe værdifulde levesteder (Foto 3.3.2).

**Tabel 3.3.3.** Oversigt over positive og negative strukturer på § 3-overdrev (Fredshavn m.fl. 2010a). Positive strukturer indikerer lang græsningskontinuitet eller følsomhed over for maskinel pleje, medens negative strukturer forekommer på arealer, der er kulturpåvirket ved omlægning, afvanding og/eller næringsbelastning.

Positive strukturer	Negative strukturer
Store fritliggende sten, evt. højryggede agre	Kørespor, evt. tegn på gødningsudbringning
Urterig vegetation med mange rosetplanter	Kraftig, mørkegrøn eutrofieret vegetation
Stejle uopdyrkelige skrænter, evt. med fårestier	Anvendelse af tilskudsfordring
Nedbidte træer og buske med fodpose	Omsået med kulturgræsser/-kløver

I perioden 2007-2012 har de danske kommuner besøgtet knap 6.000 overdrev med et samlet areal på godt 13.000 ha, svarende til 47 % af det vejledende registrerede areal med naturtypen (se Tabel 3.1.2). Heraf er der foretaget en udvidet registrering med udlægning af en dokumentationscirkel på 341 overdrev med et samlet areal på 1.100 ha inden for og 3.017 overdrev (5.638 ha) uden for habitatområderne.

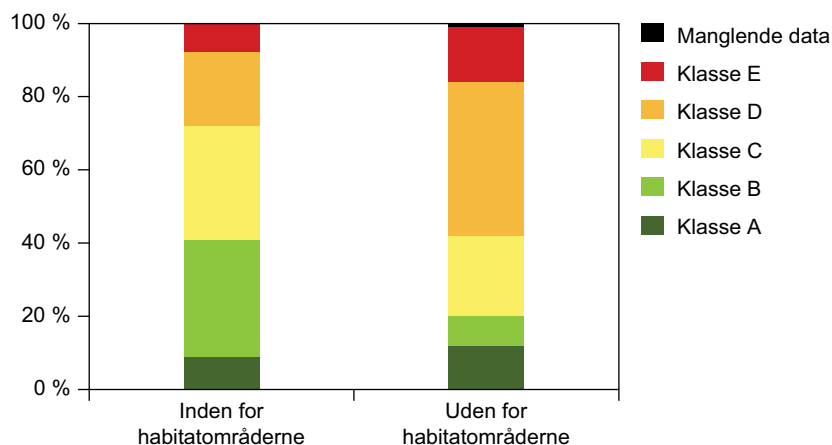
**Tabel 3.3.4.** Oversigt over fordelingen af det vejledende registrerede areal med § 3-overdrev på de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Inden for og uden for habitatområderne er vist det besøgtede areal med hver af de fem naturindholdsklasser (i ha), naturindholdsklassernes andel af det samlede besøgtede areal (i %) og en opskalering heraf til det vejledende registrerede § 3-areal (i ha). I de sidste kolonner er vist det vejledende registrerede areals fordeling på de fem naturindholdsklasser for hele landet og andel i % af det samlede danske landareal. I den næstsidste række er vist det samlede besøgtede og vejledende registrerede areal inden for og uden for habitatområderne samt for hele landet. Og nederst er vist andelen af det vejledende registrerede overdrevsareal inden for og uden for habitatområderne.

\* Inden for habitatområderne er Naturstyrelsens kortlægning af de terrestriske habitatnaturtyper inddraget i beregningerne af naturtilstandsklassernes andel af det besøgtede areal og opskaleringen til det vejledende registrerede areal med overdrev.

Naturindhold	Inden for habitatområderne			Uden for habitatområderne		Hele landet		
	Besøgtet § 3		Registreret § 3	Besøgtet § 3		Registreret § 3		Registreret § 3
	Areal (ha)	Andel *	Areal (ha) *	Areal (ha)	Andel	Areal (ha)	Areal (ha)	Andel
Højt (klasse A)	66	9 %	600	694	12 %	2.600	3.200	0,1 %
Godt (klasse B)	364	32 %	2.200	470	8 %	1.800	4.000	0,1 %
Moderat (klasse C)	357	31 %	2.200	1.241	22 %	4.600	6.800	0,2 %
Ringede (klasse D)	190	20 %	1.400	2.344	42 %	8.800	10.200	0,2 %
Dårligt (klasse E)	1.100	8 %	500	842	15 %	3.100	3.600	0,1 %
Manglende data	123	0 %	0	47	1 %	200	200	< 0,1 %
<i>Samlet areal (ha)</i>	<i>2.200</i>		<i>6.900</i>	<i>5.638</i>		<i>21.100</i>	<i>28.000</i>	<i>0,6 %</i>
<i>Andel af samlede areal (%)</i>			<i>25 %</i>			<i>75 %</i>		



**Figur 3.3.3.** Fordelingen af naturindholdsklasser på de besigtigede og kortlagte arealer med § 3-beskyttede overdrev inden for og uden for habitatområderne.



Der er dokumenteret en god-høj artstilstand på 41 % af de § 3-registrerede overdrev inden for og 20 % uden for habitatområderne (klasse A og B i Tabel 3.3.4 og Figur 3.3.3). Inden for habitatområderne er der registreret en moderat artstilstand på 31 % af det besigtigede overdrevsareal, medens artsammensætningen på 22 % af arealet uden for indikerer en moderat tilstand. Der er registreret en ringe eller dårlig artstilstand på 28 % af den vejledende registrering med naturtypen inden for habitatområderne. På 8 % af arealet er der endvidere registreret fravær af strukturer som stejle skrænter med fritliggende sten og nedbidte træer og buske med fodpose, der indikerer lang kontinuitet (positive strukturer). Uden for habitatområderne er hele 57 % af det besigtigede areal med overdrev i en ringe eller dårlig artstilstand, og på 15 % er der tillige fravær af positive strukturer, hvilket peger på, at der er foretaget gødskning, omlægning og udsåning af kulturplanter i overdrevsvegetationen.

### 3.3.4 Sårbare, truede og beskyttede arter på overdrev

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et overdrevsareal, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagsarter samt fredede og rødlistede arter. Overdrev er levested for 369 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter. I Danmark er der 8 arter med særlig tilknytning til overdrev på Habitatdirektivets Bilag II og/eller IV, og ifølge rødlisten er i alt 179 arter knyttet til overdrev truede eller kritisk truede (Tabel 1.2 i Bilag 2).

**Tabel 3.3.5.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-overdrev. Rødkategori: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødkategori	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Enkelt månerude	<i>Botrychium simplex</i>	EN	X	X	X
Fruesco	<i>Cypripedium calceolus</i>	VU	X	X	X
Sortpletet blåfugl	<i>Maculinea arion</i>	CR	X		X
Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	CR	X	X	
Natlyssværmer	<i>Proserpinus proserpina</i>	NA			X
Skæv vindelsnegl	<i>Vertigo angustior</i>	NE		X	
Markfirben	<i>Lacerta agilis</i>	LC	X		X
Birkemus	<i>Sicista betulina</i>	VU	X		X

### Habitatdirektivets arter

Habitatdirektivets arter på overdrev (Tabel 3.3.5) er typisk fåtallige og/eller med ugunstig bevaringsstatus. Enkelt Månerude er en relativt lille og uanseelig karsporeplante, som findes primært på strandoverdrev og enge, oftest på sandet bund. Den er kun kendt fra enkelte steder i Nordvestsjælland og på Djursland. Den er siden 2000 kun fundet på to lokaliteter på hhv. Norddjursland og Nordvestsjælland (Søgaard m.fl. 2012).

Fruesko er en iøjnefaldende orkidé med dens store gule og brune skoformede blomster. Fruesko vokser i Danmark kun på to himmerlandske skrånninger med en jordbund med højt kalkindhold.

Dagsommerfuglene omfattet af Habitatdirektivet er alle lidt specielle, idet de er afhængige af én eller ganske få værtsarter. Hedepletvinge findes kun i Nordjylland, hvor den typisk lever i overgangszonen mellem fugtige og tørre arealer på mager jord som fugtige heder, tørvemoser og ugødede enge med forekomst af værtsplanten djævelsbid. Hedepletvinge synes at være gået frem i udbredelse og bestandsstørrelse i perioden 2004-2011, selv om de nye forekomster i perioden i en vis udstrækning repræsenterer oversete forekomster frem for nyetablerede bestande.

Sortplettet blåfugl findes kun på ganske få lokaliteter på Møn, hvor de foretrukne levesteder er tørre, varme lokaliteter som overdrev, heder og klitter med forekomst af værtsplanterne timian og/eller merian samt en specifik værtsmyre.

Natlyssværmer er ny Bilag IV-art i Danmark, som første gang blev fundet i 2005 på baneterrænet ved Rødbyhavn – formentlig indslæbt af biler via færgefarten Puttgarden-Rødby fra Tyskland, hvor arten er mere almindeligt forekommende. Den lever på varme steder med en rig blomsterflora - helst på skrånninger, enge eller overdrev – og kendes kun fra de gamle jernbanestrækninger i Rødbyhavn og langs Falsters østkyst. Larverne lever på arter af natlys og dueurt.

Skæv vindelsnegl lever både på fugtige og tørre lokaliteter og kan forekomme på fugtige enge, rigkær, starsump og strandvolde samt mere tørre levesteder som overdrev, blandet løvskov, markhegn og stengærder. I perioden 2005-2007 er skæv vindelsnegl fundet på 47 lokaliteter i Nordjylland, Østjylland, Sydjylland, Fyn, Sjælland, Lolland-Falster og Bornholm (Søgaard m.fl. 2009).

Markfirben forekommer spredt i store dele af landet med undtagelse af Lolland-Falster og en række mindre øer. Arten findes spredt i landskabet på åbne, varme, solrige lokaliteter som jernbane- og vejskrånninger, sten- og jorddiger, heder, overdrev, grusgrave, strandenge, kystskrænter og sandede bakkeområder (Søgaard & Asferg 2007).

Birkemus er fundet i en række forskellige naturtyper: Ferske enge, strandenge, overdrev, ekstensivt dyrkede marker, heder, moser, vældområder, fjordskrænter og nogle steder endda i plantager og skove. De træk, som går igen på de fleste sommeropholdssteder, er en høj grad af fugtighed og et tæt urtelag. Birkemus forekommer i Danmark i to adskilte udbredelsesområder: det vestlige Limfjordsområde og det sydlige Jylland syd for en linje Horsens-Varde og nord for Haderslev-Ribe.

Overdrev med spredte træer med hulheder og revner eller nær andre egnede yngle- og rastesteder kan desuden være vigtige levesteder for en del flagermusarter.

### Fugle

De kystnære overdrev med krat af fx rose, tjørn eller slåen er ynglehabitat for høgesanger, der er kritisk truet (CR) på den danske rødliste. Bilagsarten rødrygget tornskade yngler på åbne overdrev med enkeltstående buske og træer.

**Tabel 3.3.6.** Oversigt over de 10 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til § 3-overdrev. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne. Efter Wind & Pihl 2004.

Familie	Nøgletal			Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)					
	Antal rød-, fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.	Antal		Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
		rødl. arter	Antal arter i DK						
Rødblade	43	68	163	0	6	12	5	4	26
Vokshatte	33	48	79	0	3	24	3	13	42
Løbebiller	24	100	328	2	1	2	1	2	7
Gelechiidae (sommerfugle)	24	51	176	3	1	3	2	6	14
Torbister	22	39	80	4	8	10	3	4	28
Snudebiller	15	83	485	1	0	1	1	0	3
Orkidéer	11	28	39	8	3	0	13	3	26
Bladbiller	10	59	266	1	0	2	0	0	4
Spidsmus-snudebiller	9	16	85	0	4	1	5	1	11
Ugler	9	76	413	0	0	0	0	1	2

### Fredede arter

Alle danske orkidéer er fredede, og er derfor den artsgruppe med flest fredede arter på overdrev. De mest almindelige af disse er bakke-gøgelilje og plettet gøgeurt, som træffes af og til. Bakke-gøgelilje er ikke krævende m.h.t. jordens næringsindhold, men den foretrækker lysåbne voksesteder. Udover overdrevene lever den også på fugtige heder, i klitlavninger og i ferskeng. Plettet gøgeurt foretrækker ofte en relativt lav pH, og er således mest almindelig på heder og i hedemoser i Nord- og Vestjylland, men findes også i enge og på overdrev i resten af landet. De to temmeligt sjældne orkidéer, tyndakset gøgeurt og skov-gøgelilje forekommer især i skov, men også på overdrev. Resten af orkidéerne på overdrev er langt sjældnere. Hvid sækspore findes kun på enkelte tørre og magre/sure overdrev i Jylland. Salep-gøgeurt findes kun ganske få steder landet, primært på Bornholm på strandoverdrev og i enge og moser, der ikke er for våde. Hylde-gøgeurt lever kun på enkelte fortrinsvis sure overdrev på Bornholm, Sjælland og Djursland. Bakke-gøgeurt har kun tre voksesteder tilbage, alle i Himmerland på kalkrige overdrev (Pedersen & Faurholdt 2010). Den sidste overdrevs-orkidé er Horndrager, som kun findes på et kalkrigt overdrev på Møn. Skrueaks og Poselæbe menes at være forsvundet fra Danmark. På overdrev med spredte buske og træer kan man desuden støde på orkidéen ægbladet fliglæbe, som er ualmindelig, men ikke sjælden.

### Rødlistede arter

Artsgrupper som rødblade og vokshatte er repræsenteret med relativt mange rødlistede arter i denne naturtype (Tabel 3.3.6) og anses således for at være vigtige grupper på overdrev. Mens størstedelen af arterne i disse grupper er sjældne eller meget sjældne, forekommer nogle få rødlistede rødblade og vokshatte hist og her på gode overdrev. Det gælder fx ru rødblad, glatstokket rødblad, ruslæder-vokshat, kantarel-vokshat og honning-vokshat.

Herudover er overdrevene vitale levesteder for edderkoppeurter, jordtunger, bævrelover, bredpander, køllesværmere og torbister, fordi en stor del af de rødlistede arter i disse grupper er stærkt knyttede til denne naturtype (Tabel 1.2 i Bilag 2). For eksempel er begge danske edderkoppeurtearter rødlistede og lever kun på tørre overdrev. Mange af arterne af især køllesværmere og torbister er afhængige af specifikke forhold på et overdrev, for at de kan leve der. Fx tilhører mange af torbisterne slægten møgbiller, der alle er afhængige af husdyrgødning (altså at der færdes husdyr på overdrevet) for at kunne udføre deres livscyklus. En del af køllesværmere lever på specifikke plantearter, hvis tilstedeværelse derfor er en forudsætning for sværmernes trivsel.

### Registreringer af rødlistede arter på overdrev

Der er fundet rødlistede arter på 39 af de 341 (11,4 %) registrerede § 3-overdrev inden for og på 98 ud af 3.017 (3,2 %) overdrev uden for habitatområderne (Tabel 3.3.7). Der er registreret en relativt høj andel rødlistede arter på overdrev i alle naturindholdsklasser, men med en væsentlig højere andel på overdrev i den højeste naturindholdsklasse. Der er således registreret en eller flere rødlistede arter på 28,3 % af overdrevene i den bedste naturindholdsklasse inden for og 8,3 % uden for habitatområderne. I klasse C-E er der fund af rødlistede arter på 7-10 % inden for og 2-3 % uden for habitatområderne.

Den relativt store andel rødlistefund på overdrev i de laveste naturindholdsklasser hænger sammen med, at arter af vokshat og rødblad er blandt de hyppigst registrerede rødlistede arter på overdrev.

**Tabel 3.3.7.** Oversigt over registreringer af rødlistede arter på ferske enge hhv. inden for og uden for habitatområderne med antal rødlistefund, antal udvidede § 3-registreringer (med dokumentationscirkel) af ferske enge foretaget af de danske kommuner i perioden 2007-2012 samt andelen af § 3-registreringer med forekomst af en eller flere rødlistede arter. I de sidste 5 rækker er vist andelen af de registrerede § 3-enge med rødlistefund for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3).

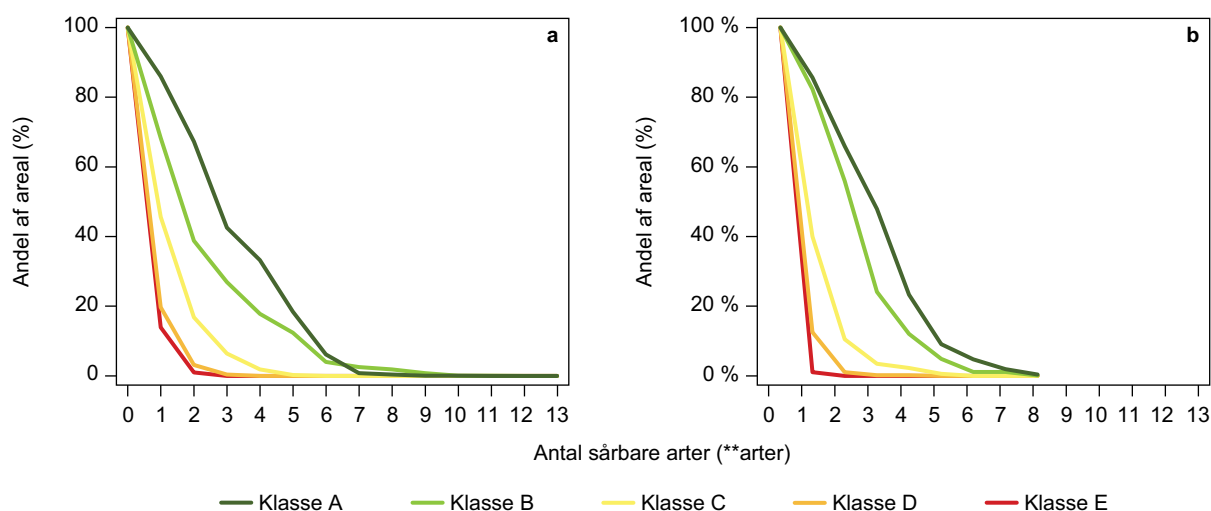
Overdrev	Inden for habitatområderne	Uden for habitatområderne
Antal rødlistefund	39	98
Antal registreringer	341	3017
Andel med rødlistefund	11,4 %	3,2 %
Klasse A	28,3 %	8,3 %
Klasse B	12,0 %	3,9 %
Klasse C	10,1 %	2,4 %
Klasse D	7,4 %	2,5 %
Klasse E	8,7 %	3,2 %

### Følsomme plantearter

På de overdrev, hvor kommunerne og Naturstyrelsen i perioden 2007-2012 har foretaget en fuldstændig registrering af vegetationens sammensætning af arter i en dokumentationscirkel med en radius på 5 m, er der i gennemsnit fundet en eller flere følsomme plantearter (\*\*-arter jf. Fredshavn m.fl. 2010b) på 63 % af overdrevene inden for og 69 % af overdrevene uden for habitatområderne. Det drejer sig typisk om arter som tormentil, djævelsbid, tandbælg, hunde-viol, eng-havre, knoldet mjødukt, alm. mælkeurt, hjertegræs, smalbladet og bredbladet timian, lav tidsel, merian, vår-star og guldblomme.

Som det fremgår af Figur 3.3.4, er de følsomme arter fortrinsvis registreret på overdrev i de to bedste naturindholdsklasser, hvor der er registreret en god til høj artstilstand. Det ses endvidere, at der inden for habitatområderne er flere arealer i de ringeste klasser, der rummer følsomme arter, end uden for, og at en mindre andel af de bedste overdrevsarealer rummer et moderat antal følsomme arter (4-6 \*\*-arter).

Inden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på 86 % af overdrevene i den højeste naturindholds-klasse (A) og hhv. 68 og 46 % af overdrevene i den næsthøjeste (B) og mellemste klasse (C). På hhv. 18 % (klasse A), 12 % (B) og 0,3 % (C) af arealerne er der registreret mindst 4 følsomme arter. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på hhv. 20 og 14 % af overdrevene i de to ringeste klasser (D og E). Ingen overdrev i den laveste klasse (E) rummer mere end 2 følsomme arter. På de mest artsrige overdrev er der registreret op mod 13 følsomme arter i dokumentationsfeltet. På et kalkoverdrev på Røsnæs (klasse B) er der således registreret hele 44 arter (heraf 13 følsomme) i 5 m cirklen, herunder due-skabiose, filtet- og bakke-soløje, bredbladet timian, plettet kongepen, tandbælg, hjertegræs og knoldet mjødukt.



**Figur 3.3.4.** Sammenhængen mellem andelen af arealet med overdrev a) inden for og b) uden for habitatområderne og det registrerede antal følsomme arter for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.3.4). Følsomme arter er her defineret som \*\*-arter i Fredshavn m.fl. (2010b). Data stammer fra kommunernes registreringer (med dokumentationscirkler) af § 3-beskyttede naturarealer fra 2007-2012. Inden for habitatområderne er disse suppleret med Naturstyrelsens kortlægning af habitatnaturtyper fra 2010-2011.

Uden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 86 og 82 % af overdrevene i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). På hhv. 9 og 5 % af overdrevene i klasse A og B er der registreret mindst 4 følsomme arter. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på blot 1 % af overdrevene i den ringeste naturtilstandsklasse (E) og 13 % i den næst-ringeste klasse (D). På sammenlagt 6 overdrev i de to højeste naturindholdsklasser er der registreret mere end 6 følsomme arter.

### 3.3.5 Sammenfatning

Arealinddragelse på velfungerende overdrev kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Inden for habitatområderne har 62 % af det § 3-beskyttede areal med overdrev en tilstand, der lever op til definitionerne på en habitatnaturtype, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 41 % af overdrevsarealet. På overdrev i de to bedste naturindholdsklasser er der registreret følsomme plantearter på hhv. 86 og 68 % af overdrevsarealet, og der er fundet rødlistede arter på mellem 12 og 28 % af forekomsterne. Det vurderes, at 42 % af overdrevsarealet uden for habitatområderne har en tilstand, der svarer til en naturtype omfattet af Habitatdirektivets Bilag I, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 20 % af arealet. Der er fundet en eller flere følsomme plantearter på godt 80 % af overdrevsarealet og rødlistede arter på mellem 4 og 8 % af overdrevene i de to bedste naturindholdsklasser.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede overdrev. Kommunernes besigtigelser af overdrev siden 2007 peger på, at 8 % af overdrevsarealet inden for habitatområderne og 15 % arealet uden for har et begrænset naturindhold (Klasse E) og mangler stejle skrænter med fritliggende sten og nedbidte træer og buske med fodpose. Det tyder på, at overdrevene er gamle brakmarker eller har været påvirket af gødskning og omlægning gennem en længere periode og kun undtagelsesvis fungerer som levested for sårbare og truede plante- og dyrearter. Inden for habitatområderne er der registreret følsomme plantearter på 14 % af arealet og rødlistede arter på 9 % af forekomsterne i denne naturindholdsklasse. De følsomme (1 %) og rødlistede arter (3 %) forekommer endnu mere sporadisk uden for habitatområderne. De kulturpåvirkede overdrev rummer således begrænsede naturværdier, og der skal en omfattende indsats til for at genskabe dem som værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Såfremt vindmøller placeres på sådanne isolerede og små overdrev med et dårligt naturindhold, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7) vil kunne etableres nye overdrevsarealer af en tilsvarende eller højere kvalitet.

Overdrev er den mindst udbredte terrestriske naturtype i Danmark og naturtypen rummer samtidig en væsentlig andel af vore truede arter (Wind og Ernæs 2014). Inddragelse af overdrevsarealer til vindmøller og andre tekniske anlæg bør derfor overvejes meget nøje. En endelig vurdering af biodiversitetskonsekvenserne forudsætter en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

### 3.4 Moser

Moser findes på våde arealer med høj vandstand og forekommer i ådale, langs søbredder og vandløb, i lavninger og langs kysterne, hvor ferskt grundvand siver frem i bunden af skrænterne. I nogle mosetyper holdes vegetationen lysåben ved tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt. Naturtypen har en stor variation i artssammensætningen afhængig af pH, næringsstofftilgængelighed, fugtighed og successionsstadium. Visse undertyper som tidvis våd eng, aske-ellesump og rigkær kan være ekstremt rige på karplanter og mosser, mens andre typer som fattigkær, hængesæk, våd hede og højmose kan være relativt artsfattige, præget af nogle få plantearter og tørvemosser (Nygaard m.fl. 2009). Der kan indgå vedplanter i vegetationen både i form af åbne krat eller enkeltstående træer og som sammenhængende pilekrat eller sumpskove. Disse typer kan være meget værdifulde for svampe, insekter og anden fauna, hvilket dog er mangelfuldt undersøgt.

Naturtypen mose rummer en lang række forskelligartede plantesamfund (Nygaard m.fl. 2009). På meget våde og/eller ekstremt næringsfattige kær og moser, hvor den naturlige hydrologi er intakt, og påvirkningen af næringsstoffer er begrænset, kan vegetationen i stor udstrækning opretholdes som lysåben uden græsning eller høslæt. Dette gælder eksempelvis habitatnaturtyperne højmose (7110 og 7120), hængesæk (7140), tørvelavning (7150) og avneknippemose (7210). En del moser er endvidere naturligt træbevoksede, eksempelvis skovbevokset tørvemose (91D0) og aske- og ellesumpe (91E0), pilekrat og birkemoser.

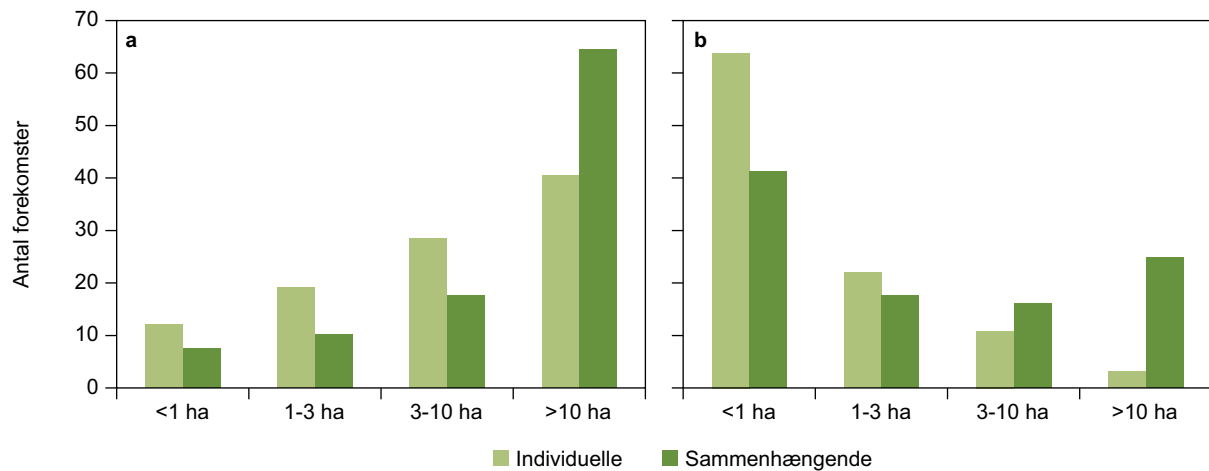
#### 3.4.1 Areal og geografisk fordeling

Der findes godt 94.000 ha § 3-beskyttet mose i Danmark fordelt på mere end 47.000 forekomster med en gennemsnitlig størrelse på 2,1 ha (Danmarks Miljøportal, august 2012). Mere end 60 % af moserne i den vejledende registrering er mindre end 1 ha og dækker 12 % af mosearealet (Figur 3.4.1.a og b). Omtrent 40 % af moserne findes som små og isolerede naturarealer (< 1 ha) uden rumlig sammenhæng med andre beskyttede terrestriske naturarealer. Moser vil dog ofte ligge i tilknytning til vandløb og søer, men disse indgår ikke i opgørelserne i Figur 3.4.1. Moser uden rumlig sammenhæng med enge, heder, overdrev og strandenge dækker samlet omkring 8 % af arealet med § 3-mose. Blot 3 % af moserne (40 % af arealet) i den vejledende registrering findes som individuelle terrestriske naturarealer over 10 ha, medens 25 % (65 % af arealet) indgår som en del af et større, sammenhængende terrestrisk naturareal (> 10 ha).

Omtrent 31.000 ha mose, svarende til 33 % af naturtypens samlede areal, findes inden for habitatområderne (Tabel 3.4.1).

**Tabel 3.4.1.** Oversigt over arealet med § 3-mose i den vejledende registrering fra august 2012. For hele landet er vist naturtypens areal (i ha), den tilhørende andel af landarealet (i %), antal vejledende registrerede forekomster samt den gennemsnitlige størrelse (i ha). Inden for habitatområderne er endvidere vist naturtypens areal (i ha), andelen af naturtypens samlede areal (i %) og andelen af § 3-arealet, der er kortlagt som en lysåben habitatnaturtype i forbindelse med Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011.

<b>Mose</b>	
<b>Hele landet</b>	
Areal	94.696 ha
Andel af landareal	2,1 %
Antal forekomster	47.619
Gennemsnitlig størrelse	2,1 ha
<b>Inden for habitatområderne</b>	
Areal	30.853 ha
Andel af naturtypens areal	33 %
Andel mose kortlagt som lysåben habitatnatur	38 %

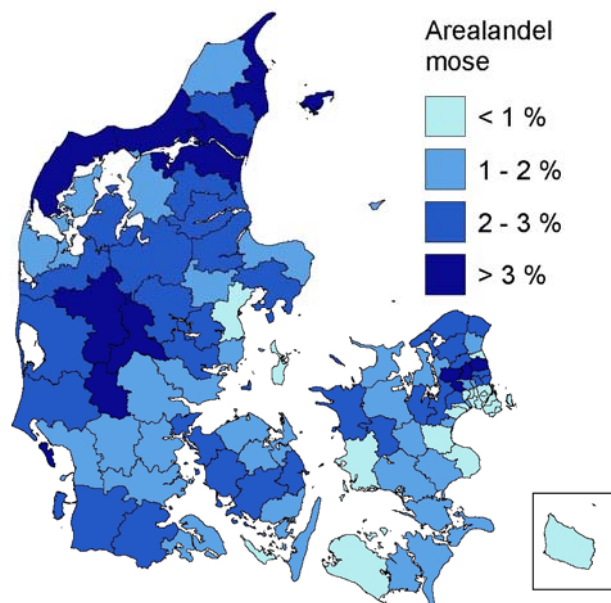


**Figur 3.4.1.** Størrelsesfordelingen af de vejledende registrerede moser vist ved andelen af a) areal med naturtypen, og b) antal forekomster fordelt på 4 størrelsesklasser (< 1 ha, 1-3 ha 3-10 ha og > 10 ha). "Individuelle" viser størrelsesfordelingen af de individuelt registrerede moser i den vejledende § 3-registrering. "Sammenhængende" viser fordelingen af moserne i forhold til størrelsen af de beskyttede naturarealer, moserne er rumligt sammenhængende med (se Levin 2013).

Moserne findes i hele landet, men er hyppigst forekommende i Nord- og Midtjylland (Figur 3.4.2).



**Figur 3.4.2.** Den geografiske fordeling af mose i Danmark. For hver kommune er vist mosearealernes andel af landarealet. Efter Nygaard m.fl. (2011).



### 3.4.2 Undertyper og habitattyper

I forbindelse med kommunernes besigtigelser af de § 3-beskyttede moser er der mulighed for at markere, om arealet tilhører en af følgende undertyper: Højmose, hængesæk, fattigkær, kildevæld, rigkær, højstaude-/rørsump og fugtigt krat. Denne vurdering er imidlertid kun foretaget på en begrænset andel af de besigtigede arealer, og der findes således ingen opgørelse over, hvor stor en andel af mosearealet der udgøres af de 7 undertyper.

Inden for habitatområderne er 38 % af arealet med § 3-mose i 2010-2011 kortlagt som en habitatnaturtype omfattet af Habitatdirektivet (Fredshavn 2012). Der er kortlagt højmossevegetation (7110 og 7120) på 11,5 % af arealet med § 3-mose, medens habitatnaturtyperne rigkær (7230), klitlavning (2190), våd hede (4010), klithede (2140), tidvis våd eng (6410), tør hede (4030) og hængesæk (7140) er kortlagt på 1-5 % af mosearealet inden for habitatområderne. Disse habitatnaturtyper er, i den danske fortolkning af Habitatdirektivets naturtyper, defineret meget bredt (Fredshavn m.fl. 2011, App 4a og 4b) og omfatter dermed en væsentlig andel af de vigtigste levesteder for de sjældne og truede arter, der er knyttet til moser. Undtaget er fattigkær, der ikke er omfattet af Habitatdirektivets Bilag I med mindre der er tale om hængesæk, våd hede eller blåtopeng.

Sammenlagt vurderes det, at 24.900 ha med naturtypen mose, svarende til 26 % af det vejledende registrerede areal, falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk naturtype omfattet af Habitatdirektivet. Ud fra naturtypernes fordeling inden for habitatområderne, vurderes det, at der er højmossevegetation, rigkær og klitlavning på sammenlagt 16.500 ha med § 3-mose.

**Tabel 3.4.2.** Oversigt over arealer med habitatnaturtyper, der ligger inden for den vejledende registrering af § 3-beskyttede moser. For hver habitatnaturtype er vist det kortlagte areal, der overlapper med § 3-mose (i ha), den tilsvarende andel af det samlede areal med § 3-mose (i %) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) inden for habitatområderne, baseret på Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011. I de sidste to kolonner er beregnet, hvor stort areal med habitatnaturtypen der overlapper med det samlede § 3-areal (i ha) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) for hele landet baseret på beregningerne i Nielsen m.fl. (2012). "Andre habitatnaturtyper" rummer habitatnaturtyper, der har mindre end 1 % af sit areal inden for det § 3-beskyttede moseareal. Sidste række viser det samlede moseareal, der falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk habitatnaturtype for hhv. inden for habitatområderne og hele landet (i ha og %).

Habitatnaturtyper	Habitatområderne (kortlagt)			Hele landet (beregnet)	
	§ 3-mose, der er kortlagt habitatnatur (ha)	Andel af § 3-eng (%)	Habitatnaturtypens samlede areal (ha)	§ 3-mose, der skønnes at være habitatnatur (ha)	Habitatnaturtypens samlede areal (ha)
Kliithede (2140)	977	3,2	14.854	1.600	36.700
Klitlavning (2190)	1.537	5	4.989	2.300	7.600
Våd hede (4010)	1.125	3,6	3.054	2.600	7.100
Tør hede (4030)	673	2,2	9.661	1.400	20.000
Tidvis våd eng (6410)	780	2,5	2.387	2.300	7.000
Aktiv højmoser (7110)	2.498	8,1	2.527	2.600	2.700
Nedbrudt højmoser (7120)	1.061	3,4	1.230	4.000	4.700
Hængesæk (7140)	597	1,9	745	1.600	2.000
Rigkær (7230)	1.294	4,2	2.902	4.000	8.900
Andre habitatnaturtyper	1.147	3,7			
Samlet	11.689			24.900	
	37,9			26,4	

### 3.4.3 Naturindholdet i § 3-moser

Mosearealet er opdelt i fem naturindholdsklasser afhængig af arealernes artstilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning i form af afvanding og eutrofiering (se Tabel 3.1.2).



**Foto 3.4.1.** Moser med artsrige vegetationer eller mosrig, trykvandspåvirket bund rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Foto: Peter Wind, AU.



**Foto 3.4.2.** Moser med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Peter Wind, AU.

Moser med et godt naturindhold har ofte en mosrig og undertiden også trykvandspåvirket bund (positive strukturer). Vegetationen er relativt artsrig og varieret og kun svagt påvirket af afvanding og næringsbelastning (Foto 3.4.1). Der vil ofte være tale om lysåbne moser, men der kan også være tale om pilekrat.

I moser med et ringe naturindhold er vegetationen relativt artsfattig og domineret af konkurrencesterke arter, herunder mange græsser. Moserne er typisk afvandet og/eller næringsbelastet (negative strukturer), og der skal en større indsats til for at genskabe værdifulde levesteder (Foto 3.4.2).

**Tabel 3.4.3.** Oversigt over positive og negative strukturer på § 3-mose (Fredshavn m.fl. 2010a). Positive strukturer indikerer lang kontinuitet, mens negative strukturer forekommer på arealer, der er kulturpåvirket ved omlægning, afvanding og/eller næringsbelastning.

Positive strukturer	Negative strukturer
Sphagnum- og/eller mosrig bund	Ensartede bestande af tagrør eller andre høje græsser
Vegetation domineret af bredbladede urter og halvgræsser	Ensartede bestande af høje næringskrævende stauder
Trykvandspåvirket bund	Jævn, kulturpåvirket bund uden terrænvariationer
Fugtige, artsrige kratpartier	Tegn på tilskuds fodring/gødsning

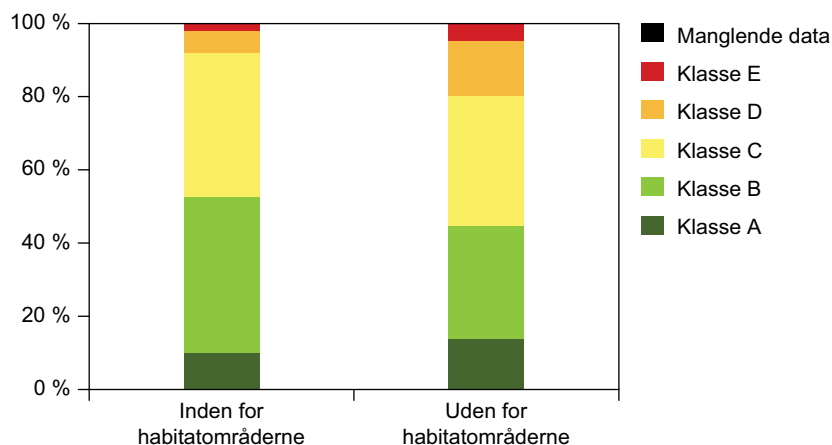
I perioden 2007-2012 har de danske kommuner besigtiget mere end 11.000 moser med et samlet areal på godt 28.000 ha, svarende til 30 % af det vejledende registrerede areal med naturtypen (se Tabel 3.1.2). Heraf er der foretaget en udvidet registreret med udlægning af en dokumentationscirkel på 641 moser med et samlet areal på 3.564 ha inden for og 5.459 moser (13.936 ha) uden for habitatområderne.

**Tabel 3.4.4.** Oversigt over fordelingen af det vejledende registrerede areal med § 3-mose på de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Inden for og uden for habitatområderne er vist det besigtigede areal med hver af de fem naturindholdsklasser (i ha), naturindholdsklassernes andel af det samlede besigtigede areal (i %) og en opskalering heraf til det vejledende registrerede § 3-areal (i ha). I de sidste kolonner er vist det vejledende registrerede areals fordeling på de fem naturindholdsklasser for hele landet og andel i % af det samlede danske landareal. I den næstsidste række er vist det samlede besigtigede og vejledende registrerede areal inden for og uden for habitatområderne samt for hele landet. Og nederst er vist andelen af det vejledende registrerede moseareal inden for og uden for habitatområderne.

\* Inden for habitatområderne er Naturstyrelsens kortlægning af de terrestriske habitatnaturtyper inddraget i beregningerne af naturtilstandsklassernes andel af det besigtigede areal og opskaleringen til det vejledende registrerede areal med mose.

Naturindhold	Inden for habitatområderne			Uden for habitatområderne		Hele landet		
	Besigtiget § 3		Registreret § 3	Besigtiget § 3		Registreret § 3		Registreret § 3
	Areal (ha)	Andel *	Areal (ha) *	Areal (ha)	Andel	Areal (ha)	Areal (ha)	Andel
Højt (klasse A)	452	10 %	3.100	1.894	14 %	8.600	11.700	0,3 %
Godt (klasse B)	1.065	42 %	12.900	4.280	31 %	19.500	32.400	0,8 %
Moderat (klasse C)	1.713	39 %	12.100	4.989	36 %	22.800	34.900	0,8 %
Ringt (klasse D)	210	6 %	2.000	2.034	15 %	9.300	11.300	0,3 %
Dårligt (klasse E)	115	2 %	700	694	5 %	3.200	3.900	0,1 %
Manglende data	9	0 %	0	45	0 %	200	200	> 0,1 %
<i>Samlet areal (ha)</i>	<i>3.564</i>		<i>30.800</i>	<i>13.936</i>		<i>63.600</i>	<i>94.400</i>	<i>2,2 %</i>
<i>Andel af samlede areal (%)</i>			<i>33 %</i>			<i>67 %</i>		

**Figur 3.4.3.** Fordelingen af naturindholdsklasser på de besigtigede og kortlagte arealer med § 3-beskyttede moser inden for og uden for habitatområderne.



Der er dokumenteret en god-høj artstilstand på 52 % af de § 3-registrerede moser inden for og 45 % uden for habitatområderne (klasse A og B i Tabel 3.4.4 og Figur 3.4.3). Inden for habitatområderne er der registreret en moderat artstilstand på 39 % af det besigtigede moseareal, medens artssammensætningen på 36 % af arealet uden for indikerer en moderat tilstand. Der er registreret en ringe eller dårlig artstilstand på 8 % af den vejledende registrering med naturtypen inden for habitatområderne. På blot 2 % af arealet er der endvidere registreret fravær af strukturer som mosrig og/eller trykvandspåvirket bund, der indikerer lang kontinuitet (positive strukturer, se Tabel 3.4.3). Uden for habitatområderne er 20 % af det besigtigede areal med mose i en ringe eller dårlig artstilstand, og på 5 % er der tillige fravær af positive strukturer, hvilket peger på, at mosen er afvandet og/eller næringsbelastet.

#### 3.4.4 Sårbare, truede og beskyttede arter i moser

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et moseareal, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagslistede, fredede og rødlistede arter. Mose er levested for 236 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter. I Danmark er der 13 arter, som er knyttede til mose på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV. Dog er fire af disse afhængige af områder med åbent vand i form af fx små vandhuller, men findes ofte i moser. Ifølge rødlisten er i alt 76 arter knyttet til moser truede eller kritisk truede.

##### Habitatdirektivets arter

Habitatdirektivets arter i mose (Tabel 3.4.5) omfatter både gul stenbræk, mygblomst og hedepletvinge, der er relativt sjældne, men også vidt udbredte som vandflagermus og stor vandsalamander.

Gul Stenbræk vokser i lysåbne væld og vældmoser med fremsivende, ensvarmt vand året igennem (paludellavæld). Den forekommer kun i Midt- og Nordjylland, hvor den senest er fundet på syv levesteder (Søgaard m.fl. 2013).

Mygblomst vokser på kalkholdig, gerne mosdækket jordbund i fugtige enge og moser samt i grønklitlavninger. Arten er typisk for fugtige klitlavninger og alkaliske lavmoser også benævnt rigkær. I perioden 2004-2011 er mygblomst registreret på 16 lokaliteter i Jylland, på Fyn og på Sjælland.

**Tabel 3.4.5.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-mose. Rødlistekategorier: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødlistet	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Gul stenbræk	<i>Saxifraga hirculus</i>	VU	X	X	X
Mygblomst	<i>Liparis loeselii</i>	EN	X	X	X
Blank seglmos	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	NE		X	
Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	CR	X	X	
Grøn mosaikguldsmed	<i>Aeshna viridis</i>	CR	X		X
Skæv vindelsnegl	<i>Vertigo angustior</i>	NE		X	
Kildevældsvindelsnegl	<i>Vertigo geyeri</i>	NE		X	
Sumpvindelsnegl	<i>Vertigo moulinsiana</i>	NE		X	
Stor vandsalamander	<i>Triturus cristatus</i>	NE	X	X	X
Løgfro	<i>Pelobates fuscus</i>	DD	X		X
Spidssnudet frø	<i>Rana arvalis</i>	NE	X		X
Birkemus	<i>Sicista betulina</i>	VU	X		X
Vandflagermus	<i>Myotis daubentonii</i>	LC	X		X

Blank seglmos i moslaget i kilder og vældområder samt vældkær med mineralrigt, relativt kalkholdigt vand. Udbredelsesområdet er Midt- og Nordjylland.

Hedepletvinge findes kun i Nordjylland, hvor den typisk lever i overgangszonen mellem fugtige og tørre arealer på mager jord som fugtige heder, tørvemoser og ugødede enge med forekomst af værtsplanten djævelsbid. Hedepletvinge synes at være gået frem i udbredelse og bestandsstørrelse i perioden 2004-2011, selv om de nye forekomster i perioden i en vis udstrækning repræsenterer oversete forekomster frem for nyetablerede bestande.

Grøn mosaikguldsmed er knyttet til forskellige vande med værtsplanten krebseklo, som hunnen lægger æg i. Ynglehabitaterne varierer fra små vandhuller, større søer og gamle tørvegrave til vegetationsrige kanaler og digegrave med stillestående vand. Arten forekommer spredt i Nordøstsjælland, Fyn, Øst- og Sydjylland samt på Bornholm.

Skæv vindelsnegl lever både på fugtige og tørre lokaliteter og kan forekomme på fugtige enge, rigkær, starsump og strandvolde samt mere tørre levesteder som overdrev, blandet løvskov, markhegn og stengærder. I perioden 2005-2007 er skæv vindelsnegl fundet på 47 lokaliteter i Nordjylland, Østjylland, Sydjylland, Fyn, Sjælland, Lolland-Falster og Bornholm (Søgaard m.fl. 2009).

Kildevældsvindelsnegl lever i kalkrige kær og kildevæld med konstant fugtige omgivelser. Det afspejler sig også i, at langt de fleste fund er gjort i Himmerland, som med sine mange kalkrigkær, må formodes at være et kerneområde for arten i Danmark, men herudover er den fundet på få lokaliteter i Nord- og Sydjylland samt i Nordsjælland.

Sumpvindelsnegl lever på fugtige steder langs søer og åer, fx ellesumpe, hvor den især er knyttet til stængler og blade af starplanter. Sumpvindelsnegl er vidt udbredt i den kontinentale region i Danmark med relativt høje bestandstætheder på de fleste levesteder landet over.

I moser med småsøer og vandhuller og våde partier er det muligt at støde på stor vandsalamander, løgfrø og spidssnudet frø.

Stor vandsalamander er udbredt i det meste af Danmark på nær dele af Vest- og Nordjylland. Den yngler i vandhuller af meget forskellig størrelse. Det er ikke unormalt at finde den i vandhuller på under 100 m<sup>2</sup>. Arten er følsom over for forurening af vandhullerne, overskygning af vandhuller og udsætning af fisk. Arten kan findes ynglende i vandhuller under tilgroning, men der skal være sol på næsten hele vandfladen, for at bestanden kan klare sig på længere sigt.

Løgfrø yngler i et bredt spektrum af lavvandede vandhuller og vådområder lige fra helt små vandsamlinger til søer og moser på flere hektar. Temporære vandhuller og oversvømmelser kan også være vigtige yngleområder for arten, forudsat at de holder vand frem til midt på sommeren. Arten anses for at have en relativ dårlig spredningsevne og klarer sig dårligt i intensivt udnyttede landskaber. I Jylland er der større sammenhængende forekomster nogle få steder, fx et område i vestlige Sønderjylland og formentlig stadig omkring Viborg. Men ellers er der også her tale om isolerede bestande, der hver for sig kun omfatter få ynglevandhuller. Der er kun enkelte bestande tilbage i Nordsjælland og på Lolland

Spidssnudet frø yngler i mange slags vådområder lige fra ganske små vandhuller og langs bredden af store søer og fra helt overskyggede ellesumpe til helt lysåbne vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i enge og moser, men forekommer i øvrigt i et bredt udsnit af naturtyper. Bestanden synes at være yngende i Østdanmark (Søgaard m.fl. 2013).

Birkemus er fundet i en række forskellige naturtyper: Ferske enge, strandenge, overdrev, ekstensivt dyrkede marker, heder, moser, vældområder, fjordskrænter og nogle steder endda i plantager og skove. De træk, som går igen på de fleste sommeropholdssteder, er en høj grad af fugtighed og et tæt urtelag. Birkemus forekommer i Danmark i to adskilte udbredelsesområder: det vestlige Limfjordsområde og det sydlige Jylland syd for en linje Horsens-Varde og nord for Haderslev-Ribe.

Vandflagermusen er en af Danmarks almindeligste arter af flagermus. Den er vidt udbredt over hele landet med undtagelse af visse øer, fx Samsø og Læsø. Vandflagermus har typisk sommerkvarterer i hulheder og træer, men den kan også findes i sprækker og hulrum i broer nær vandløb. De foretrukne vinterkvarterer er beskyttede kølige og frostfrie steder i underjordiske rum med høj fugtighed som kalkgruber, kældre og lignende, men den kan også overvintre i hulheder i træer. De vigtigste kendte overvintringslokaliteter for vandflagermus er Mønsted og Daubjerg kalkgruber i Midtjylland, hvor der overvintre godt 25.000 individer (Søgaard m.fl. 2013).

Fugtige og våde habitater, herunder moser, er desuden vigtige fourageringsområder for de fleste andre flagermusarter (Tabel 5.2).

### **Fugle**

Åbne moseområder med spredt bevoksning er levested for flere rødlistede ynglefugle, blandt andet tinksmed (sårbar), stor tornskade (truet) og stor regnspove (næsten truet). I moser med udbredte rørskove yngler desuden plettet rørvagtel (næsten truet), som både er rødlistet og på fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I. Moser er endvidere ynglehabitat for de ikke-truede bilagsarter, trane og rørhøg.

### Fredede arter

Orkidéer og padder er de artsgrupper, der har flest fredede arter knyttede til moser. De mest kendte af orkidéerne er arterne i *Dactylorhiza*-slægten: Maj-gøgeurt, kødfarvet gøgeurt, og plettet gøgeurt. De to førstnævnte er karakteristiske, ofte ret kraftige planter med et enkelt aks bestående af talrige lysviolette-rødlilla blomster. De er lokalt ret almindelige i dele af landet i velafgræssede enge, kær og væld, men der findes en række sjældne eller meget sjældne underarter af begge disse orkidé-arter, som ikke behandles i denne rapport. Dog nævnes thy-gøgeurt (underart af maj-gøgeurt), fordi den ikke findes andre steder i Verden, end på nogle ganske få lokaliteter omkring Thy. Thy-gøgeurt har helt hvide blomster. Den er kalkskyende og lever fortrinsvist i fattigkær eller fugtige hedepartier (gamle klitlavninger) langs kysten (Pedersen & Faurholdt 2010). Plettet gøgeurt foretrækker ofte en relativt lav pH, og er således mest almindelig på heder og i hedemoser i Nord- og Vestjylland, men findes også i enge og på overdrev i resten af landet. Sump-hullæbe og langakset trådspore er begge sjældne, kræver meget lys og vokser kun, hvor der er kalkrigt. Sump-hullæbe er den eneste hullæbe, der er bestandsdannende, og den eneste, der gror på meget fugtige og våde steder. Langakset trådspore har, pga. manglende græsning, i lang tid været i rivende tilbagegang. Den findes i dag kun i enkelte enge, kær og væld på Nordsjælland, selvom den formentlig er en af Europas mest almindelige orkidéer. I næringsfattige, relativt sure pile- eller birkemoser kan man støde på den meget sjældne orkidé koralrod, som er en lille uanseelig, brunlig, halvsnyltende plante, der er stærkt afhængig af dens samliv med jordboende svampe. Hjertelæbe er meget sjælden og forekommer i dag kun på 15-20 lokaliteter i Vest- og Nordjylland, Sydfyn den østlige del af Sjælland og på Falster, altid på sur eller i hvert fald kalkfattig bund (klitlavninger) og især i højmoser og fattigkær på tørvemos sammen med bl.a. soldug, smalbladet kæruld, tranebær og rosmarinlyng.

Padder, som i Danmark alle er fredede, færdes jævnligt i moser i nærheden af deres yngleområder i søer eller vandhuller (se også afsnit 3.8).

Ud over orkidéer og padder findes der et mindre antal af andre fredede arter som er tæt knyttede til moser: Snog, stor ildfugl, kongebregne, mosepost og melet kodriver. Snog er almindelig i næsten hele landet. Den foretrækker solbeskinnede moser og søer omgivet af skov, hvor den især jager frøer og tudser. Stor ildfugl er formentlig forsvundet fra Danmark. Den holder til i større sumpe, moser og langs vandløb, hvor arter af skræppe er dens værtsplanter (Strausz 2010). Kongebregne er en af Danmarks største bregner. Den er sjælden og findes i dag mest på øerne og i Sønderjylland, hvor den vokser i moser, ellesumpe og skovlysninger. Melet kodriver er meget sjælden og findes kun et par steder vest for København og på Bornholm. Den er kalkyndende og findes mest i rigkær, men på Bornholm også på strandenge.

### Rødlistede arter

Løbebiller, bladbiller, snudebiller og svirrefluer er de artsgrupper med størst antal rødlistede arter med særlig tilknytning til mose (Tabel 3.4.6). Blandt løbebillerne er hængesæk-kvikløber, skovmose-kvikløber, smal skyggeløber og laksort jordløber blandt de sjældneste. Grøn fløjlsløber, grubeløber og brun sumpløber er blandt dem, man træffer lidt oftere, men de er lokale og ret sjældne i store dele af landet. De to førstnævnte lever især på fugtig til meget fugtig bund i lysåbne moser, mens sidstnævnte fortrinsvis findes ved kanten af pytter og søer i skove. Stor alantskjoldbille og *Cryptocephalus rufipes* er blandt de sjældneste og mest truede bladbiller med særlig tilknytning til moser, mens man oftere finder arter som sekspletet faldbille og *Crepid-*

*dera plutus* i dette habitat. Disse to sidstnævnte lever i skove og moser bl.a. på arter af pil. Gaffelsnudebille og *Lepyrus capucinus* er blandt de sjældneste af de arter af snudebiller, der er knyttede til mose, mens arter som *Limnobaris t-album* og *Bagous petro* er lidt mindre sjældne. De to sidstnævnte lever i fugtige/våde habitater på hhv. arter af pil og på almindelig blærerod. Blandt svirrefluerne er verralls hvepsesvirreflue og kalk-myresvirreflue blandt de sjældneste; man ved ikke med sikkerhed, om de stadig findes i landet. Arter som gul dyndflue og tormentil-kuglebærerflue er lidt mindre sjældne. De findes især ved næringsfattige moser og søer.

**Tabel 3.4.6.** Oversigt over de 10 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til § 3-mose. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne.

Familie/Art	Nøgletal		Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)							
	Antal rødli., fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.	Antal rødli. arter i DK	Antal arter i DK	Forsvundet (RE)	Kritisk truet			Næsten truet		Total
					(CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	(NT)		
Løbebiller	19	100	328	0	0	1	2	2	6	
Bladbiller	16	59	266	1	0	1	3	2	6	
Snudebiller	15	83	485	0	0	1	1	1	3	
Svirrefluer	13	82	291	0	1	1	1	2	4	
Rødblade	11	68	163	0	0	5	1	1	7	
Ugler	9	76	413	0	0	1	0	0	2	
Orkidéer	8 (+6 und. arter)	28	39	0	0 (+3)	5 (+5)	0 (+3)	5 (+3)	10 (+14)	
Bægerlaver	8	42	63	2	2	3	5	2	13	
Halvgræsser	7	15	84	1	1	4	2	0	8	
Bredblade	7	18	175	0	1	2	0	1	4	

Mosserne indgår endnu ikke i rødlisten, og de fremgår derfor ikke af tabellerne. Mosserne er en vigtig artsgruppe for mange ferske vådområder inklusive moser. En rig mosflora indikerer med al sandsynlighed, at mosen er i høj naturtilstand (fx Zechmeister m.fl. 2003).

Der er fundet rødlistede arter på 51 af de 641 (8 %) registrerede § 3-moser inden for og på 129 ud af 5.459 (2,4 %) moser uden for habitatområderne. De rødlistede arter er fortrinsvis fundet på moser i de tre højeste naturindholdsclasser. Der er således registreret en eller flere rødlistede arter på 10,8 % af moserne i den bedste naturindholdsklasse (A) inden for og 4,7 % uden for habitatområderne. Modsat er der ikke registreret rødlistede arter på de § 3-beskyttede moser i den ringeste naturindholdsklasse (E) inden for habitatområderne og på blot 0,5 % af moserne uden for.

De hyppigst registrerede rødlistede plantearter i moser er stivtoppet rørhvæne, melet kodriver, kæmpe-star og rust-skæne. Hertil kommer en række svampe og sommerfuglearter som skov-blåfugl og dukatsommerfugl.



**Tabel 3.4.7.** Oversigt over registreringer af rødlistede arter på moser hhv. inden for og uden for habitatområderne med antal rødlistefund, antal udvidede § 3-registreringer (med dokumentationscirkel) af moser foretaget af de danske kommuner i perioden 2007-2012 samt andelen af § 3-registreringer med forekomst af en eller flere rødlistede arter. I de sidste 5 rækker er vist andelen af de registrerede § 3-moser med rødlistefund for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3).

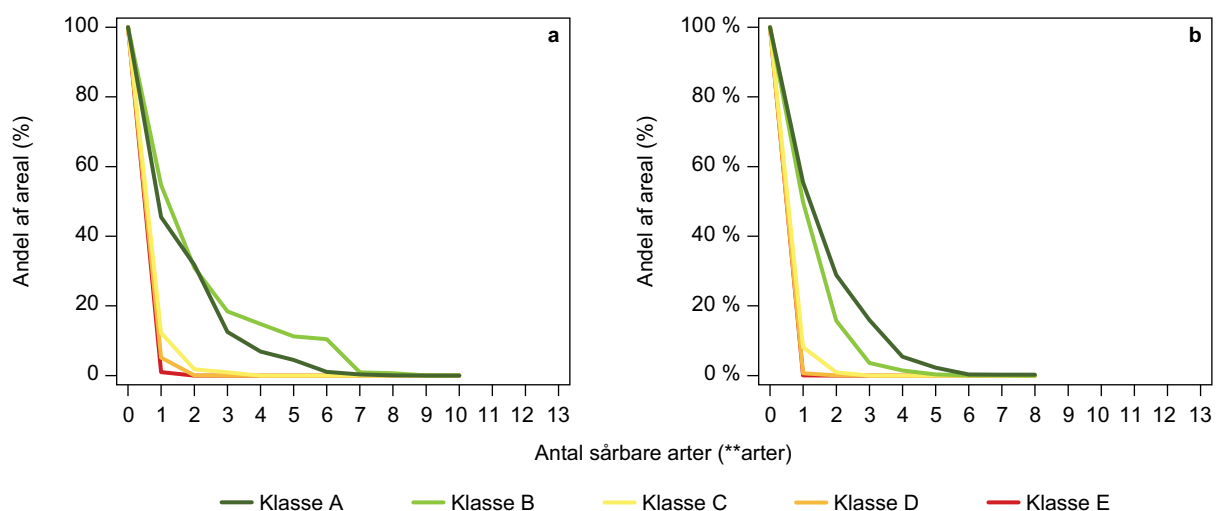
<b>Mose</b>	<b>Inden for habitatområderne</b>	<b>Uden for habitatområderne</b>
Antal rødlistefund	51	129
Antal registreringer	641	5.459
Andel med rødlistefund	8,0 %	2,4 %
Klasse A	10,3 %	4,7 %
Klasse B	7,4 %	3,5 %
Klasse C	9,2 %	2,6 %
Klasse D	6,7 %	1,2 %
Klasse E	0,0 %	0,5 %

### **Følsomme plantearter**

I de moser, hvor kommunerne og Naturstyrelsen i perioden 2007-2012 har foretaget en fuldstændig registrering af vegetationens sammensætning af arter i en dokumentationscirkel med en radius på 5 m, er der i gennemsnit fundet en eller flere følsomme plantearter (\*\*-arter jf. Fredshavn m.fl. 2010) på 30 % af moserne inden for og 15 % af moserne uden for habitatområderne. Det drejer sig typisk om arter som tormentil, djævelsbid, rundbladet soldug, hjertegræs, butfinnet mangeløv, mose-troldurt, tvebo baldrian, hvid næbfrø, eng-troldurt, krognæb-star og liden soldug. Som det fremgår af Figur 3.4.4 er de følsomme arter fortrinsvis registreret i moser i de to bedste naturindholdsklasser, og fordelingen af følsomme arter på de fem naturindholdsklasser er nogenlunde ens inden for og uden for habitatområderne.

Inden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 46 og 55 % af moserne i den bedste (klasse A) og næstbedste (B) naturindholdsklasse. På hhv. 5 % (A) og 11 % (B) af arealerne er der registreret mindst 4 følsomme arter. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på blot 5 % og 1 % af moserne i de to ringeste klasser (hhv. D og E). Ingen mose i de to ringeste klasser rummer mere end 2 følsomme arter. I de mest artsrige moser er der registreret op mod 12 følsomme arter i dokumentationsfeltet. I et nordjysk ekstremrigkær (klasse B) er der således registreret hele 67 arter (heraf 12 følsomme) i 5 m-cirklen, herunder vibefedt, loppe-star, skede-star, leverurt, vild hør, sump-hullæbe og tvebo star.

Uden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 56 og 50 % af moserne i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). I 2 % af moserne i klasse A er der registreret mindst 4 følsomme arter. I to moser i den højeste naturindholdsklasse (A) er der registreret op til 8 følsomme arter. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på blot 1 % af moserne i den næst-ringeste klasse (D), medens der ikke er fundet følsomme arter på arealer i den ringeste naturtilstandsklasse (E).



**Figur 3.4.4.** Sammenhængen mellem andelen af arealet med mose a) inden for og b) uden for habitatområderne og det registrerede antal følsomme arter for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Følsomme arter er her defineret som \*\*arter i Fredshavn m.fl. (2010b). Data stammer fra kommunernes registreringer (med dokumentationscirkler) af § 3-beskyttede naturarealer fra 2007-2012. Inden for habitatområderne er disse suppleret med Naturstyrelsens kortlægning af habitatnaturtyper fra 2010-2011.

**Foto 3.4.5.** Mose i Bryndum i Esbjerg Kommune med forekomster af fattigkær, hængesæk, kildevæld og højstaudevegetation. Der er registreret 5 følsomme arter i 5 m-cirklen: Djævelsbid, krogneb-star, rundbladet soldug, eng-viol og tormentil. Mosen tilhører naturtilstandsklasse B, idet der er en dokumenteret god artstilstand og forekomst af vidt udbredte positive strukturer (bl.a. en mosrig og trykvandspåvirket bund), men også vidt udbredte negative strukturer (jævn, kulturopåvirket bund uden terrænvariationer) på arealet.



### 3.4.5 Sammenfatning

Arealinddragelse på velfungerende moser kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Inden for habitatområderne har 38 % af det § 3-beskyttede areal med mose en tilstand, der lever op til definitionerne på en habitatnaturtype, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 52 % af mosearealet. På moser i de to bedste naturindholdsklasser er der registreret følsomme plantearter på omtrent halvdelen af mosearealet, og der er fundet rødlistede arter på 7 til 10 % af forekomsterne. Det vurderes, at 26 % af mosearealet uden for habitatområderne har en tilstand, der svarer til en naturtype omfattet af Habitatdirektivets Bilag I, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 45 % af arealet. Der er fundet en eller flere følsomme plantearter på godt halvdelen af arealet og rødlistede arter på 3 til 5 % af moserne i de to bedste naturindholdsklasser.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede moser. Kommunernes besigtigelser af moser siden 2007 peger på, at 2 % af mosearealet inden for habitatområderne og 5 % arealet uden for har et begrænset naturindhold (Klasse E) og mangler eksempelvis mosrig og trykvandspåvirket bund. Det tyder på, at moserne har været påvirket af gødskning og afvanding gennem en længere periode og kun undtagelsesvis fungerer som levested for sjældne og truede plante- og dyrearter. Inden for habitatområderne er der kun registreret følsomme plantearter på 1 % af arealet og ingen forekomster med rødlistede arter i denne naturindholds-klasse. De følsomme og rødlistede arter forekommer også meget sporadisk uden for habitatområderne. De kulturpåvirkede moser rummer således begrænsede naturværdier, og der skal en omfattende indsats til for at genskabe dem som værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Såfremt vindmøller placeres i sådanne moser med et dårligt naturindhold, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7), vil kunne etableres nye mosearealer af en tilsvarende eller højere kvalitet. En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

### 3.5 Heder

Heder findes på tør og næringsfattig bund og domineres typisk af dværgbuske som hedelyng, revling, tyttebær, blåbær og arter af visse samt græsser og bredbladede urter knyttet til sure jorder (lyng-snerre, smalbladet høgeurt, almindelig syre, almindelig kongepen, pille-star, bølget bunke og fåresvingel). Hederne findes både som klitheder på flyvesand, særligt udbredte langs den jyske vestkyst, og som indlandsheder på smeltevandssletter og indlandsklitter med hovedudbredelse vest for israndslinien.

Hederne forekommer på grovsandede jorder med lavt indhold af mineraler og basekationer. Jorden er derfor udvasket og sur, og forsuringen med svovldioxid har mange steder sænket hedernes pH yderligere til et niveau, hvor kun få plantearter kan overleve. Ved meget lav pH stiger tilgængeligheden af giftige stoffer som bl.a. aluminium-ioner og ammonium (van den Berg m.fl. 2005).

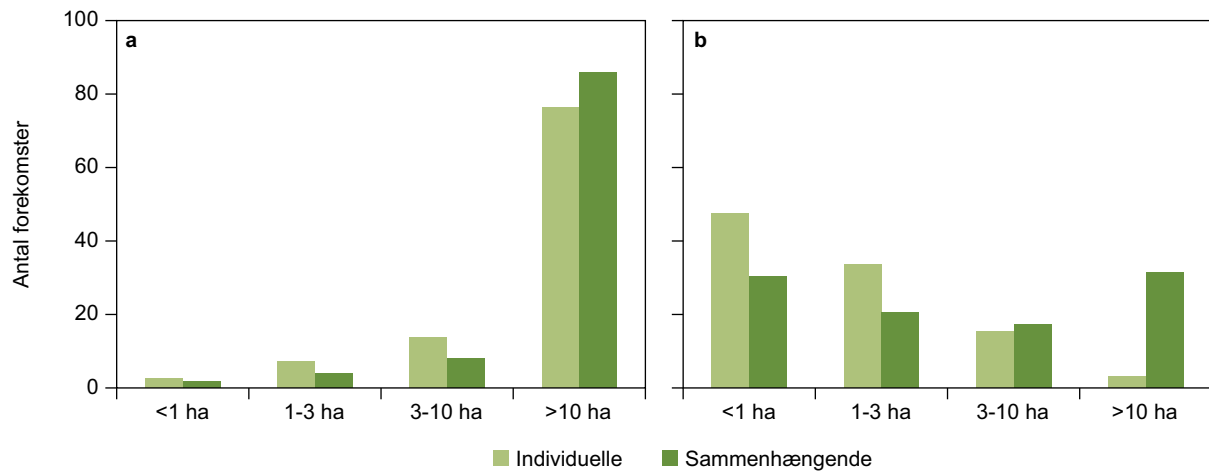
#### 3.5.1 Areal og geografisk fordeling

Der findes ca. 85.000 ha § 3-beskyttet hede i Danmark fordelt på knap 12.000 forekomster med en gennemsnitlig størrelse på 5,3 ha (Danmarks Miljøportal, august 2012). Knap halvdelen af hederne i den vejledende registrering er mindre end 1 ha og dækker mindre end 3 % af det samlede hedeareal (Figur 3.5.1.a og b). Omtrent 30 % af hederne findes som små og isolerede naturarealer (< 1 ha) uden rumlig sammenhæng med andre beskyttede naturarealer. Disse isolerede forekomster dækker samlet omkring 2 % af arealet med § 3-hede. Blot 3 % af hederne (76 % af arealet) i den vejledende registrering findes som individuelle arealer over 10 ha, medens hele 32 % (86 % af arealet) indgår som en del af et større sammenhængende naturareal (> 10 ha).

Omtrent 42.000 ha hede, svarende til halvdelen af naturtypens samlede areal, findes inden for habitatområderne (Tabel 3.5.1).

**Tabel 3.5.1.** Oversigt over arealet med § 3-hede i den vejledende registrering fra august 2012. For hele landet er vist naturtypens areal (i ha), den tilhørende andel af landarealet (i %), antal vejledende registrerede forekomster samt den gennemsnitlige størrelse (i ha). Inden for habitatområderne er endvidere vist naturtypens areal (i ha), andelen af naturtypens samlede areal (i %) og andelen af § 3-arealet, der er kortlagt som en lysåben habitatnaturtype i forbindelse med Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011.

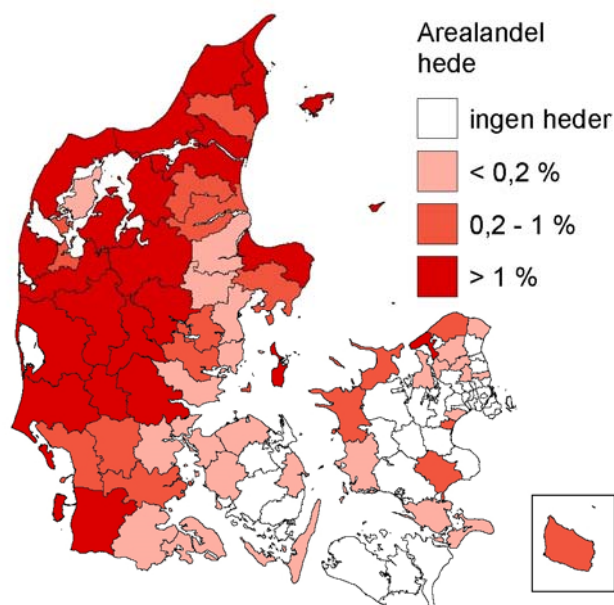
<b>Hede</b>	
<b>Hele landet</b>	
Areal	84.687 ha
Andel af landareal	2,0 %
Antal forekomster	11.942
Gennemsnitlig størrelse	5,3 ha
<b>Inden for habitatområderne</b>	
Areal	41.881 ha
Andel af naturtypens areal	49 %
Andel hede kortlagt som lysåben habitatnatur	89 %



**Figur 3.5.1.** Størrelsesfordelingen af de vejledende registrerede heder vist ved andelen af a) areal med naturtypen og b) antal forekomster fordelt på 4 størrelsesklasser (< 1 ha, 1-3 ha, 3-10 ha og > 10 ha). "Individuelle" viser størrelsesfordelingen af de individuelt registrerede heder i den vejledende § 3-registrering. "Sammenhængende" viser fordelingen af hederne i forhold til størrelsen af de beskyttede naturarealer, hederne er rumligt sammenhængende med (se Levin 2013).

Hederne har deres hovedudbredelse i Nord- og Vestjylland. Naturtypen er sporadisk forekommende i de østlige egne og er helt fraværende i flere danske kommuner (Figur 3.5.2).

**Figur 3.5.2.** Den geografiske fordeling af heder i Danmark. For hver kommune er vist hedearealernes andel af landarealet. Efter Nygaard m.fl. (2011).



### 3.5.2 Undertyper og habitattyper

I forbindelse med kommunernes besigtigelser af de § 3-beskyttede heder er der mulighed for at markere, om arealet tilhører en af følgende undertyper: Tør hede, våd hede og hedekrat. Denne vurdering er imidlertid kun foretaget på en begrænset andel af de besigtigede arealer og der findes således ingen opgørelse over, hvor stor en andel af hedearealet der udgøres af de 3 undertyper.

Inden for habitatområderne er godt 89 % af arealet med § 3-hede i 2010-2011 kortlagt som en habitatnaturtype omfattet af Habitatdirektivet (Fredshavn 2012) (Tabel 3.5.2). Habitatnaturtypen klithede (2140) er kortlagt på 30 % af arealet med § 3-hede, medens tør hede (4030) blot er kortlagt på 20 % af arealet med § 3-hede. Denne forskel hænger naturligt sammen med, at de danske habitatområder har en større dækning i kystzonen.

Habitatnaturtyperne grå/grønklit (2130) og klitlavning (2190) er kortlagt på hhv. 15 og 6 % af det vejledende registrerede § 3-areal med hede inden for habitatområderne. Endelig er habitatnaturtyperne revling-indlandsklit (2320), våd hede (4010) og surt overdrev (6230) kortlagt på 2-5 % af det § 3-beskyttede hedeareal. Disse habitatnaturtyper er, i den danske fortolkning af Habitatdirektivets naturtyper, defineret meget bredt (Fredshavn m.fl. 2011, App 4a og 4b), og den andel af det § 3-beskyttede hedeareal inden for habitatområderne, der ikke er kortlagt som en habitatnaturtype (11 % af arealet), formodes at være næringsbelastet og domineret af græsser.

Sammenlagt vurderes det, at 67.600 ha med naturtypen hede, svarende til 80 % af det vejledende registrerede areal, falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk naturtype omfattet af Habitatdirektivet. Ud fra naturtypernes fordeling inden for habitatområderne, vurderes det, at der er klithede, tør hede og grå/grøn klit på sammenlagt 47.700 ha med § 3-hede.

**Tabel 3.5.2.** Oversigt over arealer med habitatnaturtyper, der ligger inden for den vejledende registrering af § 3-beskyttede heder. For hver habitatnaturtype er vist det kortlagte areal, der overlapper med § 3-hede (i ha), den tilsvarende andel af det samlede areal med § 3-hede (i %) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) inden for habitatområderne, baseret på Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011. I de sidste to kolonner er beregnet, hvor stort areal med habitatnaturtypen der overlapper med det samlede § 3-areal (i ha), og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) for hele landet baseret på beregningerne i Nielsen m.fl. (2012). "Andre habitatnaturtyper" rummer habitatnaturtyper, der har mindre end 1 % af sit areal inden for det § 3-beskyttede hedeareal. Sidste række viser det samlede hedeareal, der falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk habitatnaturtype for hhv. habitatområderne og hele landet (i ha og %).

Habitatnaturtyper	Habitatområderne (kortlagt)			Hele landet (beregnet)	
	§ 3-hede, der er kortlagt habitatnatur (ha)	Andel af § 3-eng (%)	Habitatnaturtypens samlede areal (ha)	§ 3-hede, der skønnes at være habitatnatur (ha)	Habitatnaturtypens samlede areal (ha)
Grå/grøn klit (2130)	6.132	14,6	9.437	10.000	15.400
Kliithede (2140)	12.680	30,3	14.854	20.300	23.800
Klittavning (2190)	2.686	6,4	4.989	4.100	7.600
Revling-indlandsklit (2320)	1.728	4,1	1.870	3.100	3.400
Våd hede (4010)	1.803	4,3	3.054	4.200	7.100
Tør hede (4030)	8.411	20,1	9.661	17.400	20.000
Surt overdrev (6230)	1.032	2,5	4.392	3.000	12.900
Andre habitatnaturtyper	2.662	6,4			
Samlet	37.134			67.600	
	88,7 %			80,0 %	

### 3.5.3 Naturindholdet på § 3-heder

Hedearealet er opdelt i fem naturindholdsklasser afhængig af arealernes artstilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning i form af omlægning, afvanding og eutrofiering (se Tabel 3.5.3).



**Foto 3.5.1.** Klitheder med lichener rummer store biodiversitetsværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Ørkenen på Anholt. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen, Aarhus.



**Foto 3.5.2.** Heder med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Foto: Jesper Fredshavn, AU.

Heder med et godt naturindhold er typisk domineret af dværgbuske med en varieret aldersfordeling, og vegetationen er relativt rig på rensdyrlaver og andre laver (positive strukturer). Vegetationen er rig på karakteristiske arter for hede og kun svagt påvirket af afvanding og næringsbelastning (Foto 3.5.1).

På heder med et ringe naturindhold er vegetationen præget af ikke-karakteristiske plantearter. Heden er typisk afvandet og/eller næringsbelastet (negative strukturer), og der skal en større indsats til for at genskabe værdifulde levesteder (Foto 3.5.2).

**Tabel 3.5.3.** Oversigt over positive og negative strukturer på § 3-hede (Fredshavn m.fl. 2010a). Positive strukturer indikerer lang græsningskontinuitet og/eller følsomhed over for maskinel pleje, medens negative strukturer forekommer på arealer, der er kulturpåvirket ved afvanding og/eller næringsbelastning.\* denne karakter indgår ikke i vurderingerne af, hvorvidt der anbefales græsning eller høslæt.

Positive strukturer	Negative strukturer
Aldersvariation i hedelyng	Gamle, udgåede lyngpartier uden regeneration
Aldersvariation i klockelyng	Dominans af græs, herunder blåtop
Dominans af dværgbuske *	Bunden dækket af Stjerne-bredribbe (invasiv mos)
Forekomst af rensdyrlav	Forekomst af gyvel el. nåletræer (undtaget ene)

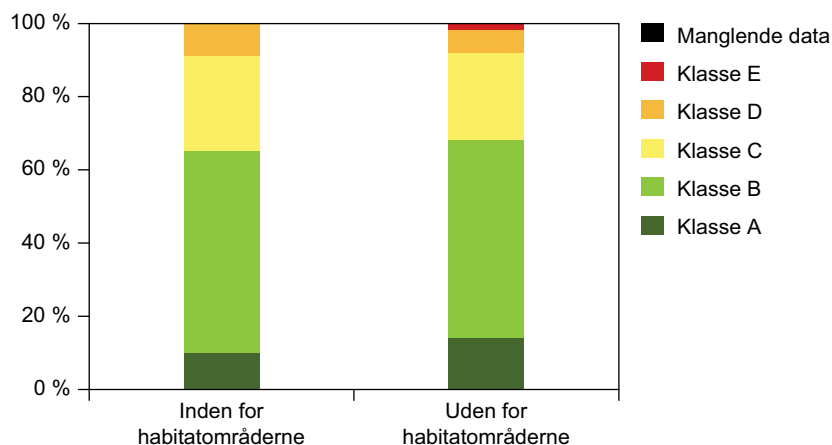
I perioden 2007-2012 har de danske kommuner besøgtet knap omkring 1.900 heder med et samlet areal på godt 8.800 ha, svarende til 10 % af det vejledende registrerede areal med naturtypen (se Tabel 3.1.2). Heraf er der foretaget en udvidet registrering med udlægning af en dokumentationscirkel på 117 heder med et samlet areal på 1.132 ha inden for og 967 heder (3.823 ha) uden for habitatområderne.

**Tabel 3.5.4.** Oversigt over fordelingen af det vejledende registrerede areal med § 3-hede på de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Inden for og uden for habitatområderne er vist det besøgtede areal med hver af de fem naturindholdsklasser (i ha), naturindholdsklassernes andel af det samlede besøgtede areal (i %) og en opskalering heraf til det vejledende registrerede § 3-areal (i ha). I de sidste kolonner er vist det vejledende registrerede areals fordeling på de fem naturindholdsklasser for hele landet og andel i % af det samlede danske landareal. I den næstsidsde række er vist det samlede besøgtede og vejledende registrerede areal inden for og uden for habitatområderne samt for hele landet. Og nederst er vist andelen af det vejledende registrerede hedeareal inden for og uden for habitatområderne.

\* Inden for habitatområderne er Naturstyrelsens kortlægning af de terrestriske habitatnaturtyper inddraget i beregningerne af naturtilstandsklassernes andel af det besøgtede areal og opskaleringen til det vejledende registrerede areal med hede.

Naturindhold	Inden for habitatområderne			Uden for habitatområderne		Hele landet		
	Besøgtet § 3		Registreret § 3	Besøgtet § 3		Registreret § 3		Registreret § 3
	Areal (ha)	Andel *	Areal (ha) *	Areal (ha)	Andel	Areal (ha)	Areal (ha)	Andel
Højt (klasse A)	411	10 %	4.100	549	14 %	6.100	10.200	0,2 %
Godt (klasse B)	247	55 %	23.000	2.075	54 %	23.200	46.200	1,1 %
Moderat (klasse C)	239	26 %	10.700	900	24 %	10.100	20.800	0,5 %
Ringede (klasse D)	228	9 %	3.900	239	6 %	2.700	6.600	0,2 %
Dårligt (klasse E)	8	0 %	200	59	2 %	700	900	> 0,1 %
Manglende data	0	0 %	0	1	0 %	0	0	> 0,1 %
<i>Samlet areal (ha)</i>	<i>1.132</i>		<i>41.900</i>	<i>3.823</i>		<i>42.800</i>	<i>84.700</i>	<i>2,0 %</i>
<i>Andel af samlede areal (%)</i>			<i>49 %</i>			<i>51 %</i>		

**Figur 3.5.3.** Fordelingen af naturindholdsklasser på de besigtigede og kortlagte arealer med § 3-beskyttede heder inden for og uden for habitatområderne.



Der er dokumenteret en god-høj artstilstand på hele 65 % af de § 3-registrerede heder inden for og 68 % uden for habitatområderne (klasse A og B i Tabel 3.5.4 og Figur 3.5.3). Inden for habitatområderne er der registreret en moderat artstilstand på 26 % af det besigtigede hedeareal, medens artsammensætningen på 24 % af arealet uden for indikerer en moderat tilstand. Der er registreret en ringe eller dårlig artstilstand på 9 % af den vejledende registrering med naturtypen inden for habitatområderne, og på alle disse er registreret vidt udbredte eller spredt forekommende positive strukturer som dominans af dværgbuske med en varieret aldersfordeling og forekomst af rensdyrlaver og andre laver, der indikerer lang kontinuitet (se Tabel 3.5.3). Uden for habitatområderne er 8 % af det besigtigede areal med hede i en ringe eller dårlig artstilstand, og på 2 % er der tillige fravær af positive strukturer, hvilket peger på, at hedevegetationen er afvandet og/eller næringsbelastet.

### 3.5.4 Sårbare, truede og beskyttede arter på heder

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et hedeareal, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagslistede, fredede og rødlistede arter. Hede er levested for 185 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter (Tabel 1.4 i Bilag 2). I Danmark er der 5 arter, som er knyttet til hede på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV (Tabel 3.5.5), og ifølge rødlisten er i alt 79 arter knyttet til heder truede eller kritisk truede.

**Tabel 3.5.5.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-hede. Rødkategori: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbare, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødlistet	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Sortpletet blåfugl	<i>Maculinea arion</i>	CR	X		X
Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	CR	X	X	
Strandtudse	<i>Bufo calamita</i>	LC	X		X
Markfirben	<i>Lacerta agilis</i>	LC	X		X
Birkemus	<i>Sicista betulina</i>	VU	X		X



### **Habitatdirektivets arter**

Habitatdirektivets arter på hede omfatter både relativt sjældne arter som sortplettet blåfugl og hedepletvinge og mere vidt udbredte arter som markfirben og strandtudse (Tabel 3.5.5).

Dagsommerfuglene omfattet af Habitatdirektivet er alle lidt specielle, idet de er afhængige af én eller ganske få værtsarter. Hedepletvinge findes kun i Nordjylland, hvor den typisk lever i overgangszonen mellem fugtige og tørre arealer på mager jord som fugtige heder, tørvemoser og ugødede enge med forekomst af værtsplanten djævelsbid. Hedepletvinge synes at være gået frem i udbredelse og bestandsstørrelse i perioden 2004-2011, selv om de nye forekomster i perioden i en vis udstrækning repræsenterer oversete forekomster frem for nyetablerede bestande.

Sortplettet blåfugl findes kun på ganske få lokaliteter på Møn, hvor de foretrukne levesteder er tørre, varme lokaliteter som overdrev, heder og klitter med forekomst af værtsplanterne timian og/eller merian samt en specifik værtsmyre.

Bestanden af strandtudse har været i tilbagegang gennem en længere årrække, og arten er forsvundet fra de fleste indlandslokaliteter. Den findes i fugtige lavninger på klitheden langs vestkysten, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm. Herudover træffes den nogle gange på lignende indlandshabitater herunder i tilknytning til ferskeng. Strandtudsens yngle- og rasteområder vil således ofte være vandhuller, enge og strandenge, der er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3.

Markfirben forekommer spredt i store dele af landet med undtagelse af Lolland-Falster og en række mindre øer. Arten findes spredt i landskabet på åbne, varme, solrige lokaliteter som jernbane- og vejskrånninger, sten- og jorddiger, heder, overdrev, grusgrave, strandenge, kystskrænter og sandede bakkeområder.

Birkemus er fundet i en række forskellige naturtyper: Ferske enge, strandenge, overdrev, ekstensivt dyrkede marker, heder, moser, vældområder, fjordskrænter og nogle steder endda i plantager og skove. De træk, som går igen på de fleste sommeropholdssteder, er en høj grad af fugtighed og et tæt urtelag. Birkemus forekommer i Danmark i to adskilte udbredelsesområder: det vestlige Limfjordsområde og det sydlige Jylland syd for en linje Horsens-Varde og nord for Haderslev-Ribe.

### **Fredede arter**

Orkidéerne og krybdyrene er de artsgrupper med flest fredede arter på hede. De mest almindelige hedelevende orkidéer er bakke-gøgelilje og plettet gøgeurt, som træffes af og til. Bakke-gøgelilje er ikke krævende m.h.t. jordens næringsindhold, men den foretrækker lysåbne voksesteder. Dens voksested skal holdes åbent ved afgræsning eller lignende. Ud over overdrevene lever den også på fugtige heder, i klitlavninger og i ferskeng. Plettet gøgeurt foretrækker ofte en relativt lav pH, og er således mest almindelig på heder og i hedemoser i Nord- og Vestjylland, men findes også i enge og på overdrev i resten af landet. Hvid sækspore er langt sjældnere og findes kun på enkelte tørre og magre/sure hedelignende overdrev i Jylland.

Hugorm er relativt almindelig. Den findes oftest på heder, i klitter og i næringsfattige moser. For at kunne regulere kropstemperaturen foretrækker

den områder med varieret terræn og spredte buske og træer, og træffes således sjældent på helt åbne hedeflader. Almindeligt firben (kaldes også skovfirben) og stålorm er, som hugormen, relativt almindelige. De findes i næsten alle naturtyper og har nogenlunde de samme krav til levesteder som hugorm. I tillæg hertil findes de også på steder, hvor der er lidt mere fugtigt, som fx i skovbryn og krat.

Ud over orkidéer og krybdyr findes tre andre fredede hedearter: Vårkobjælde, kamillebladet månerude og bjerg-ulvefod. Vårkobjælde er i dag meget sjælden og kendes kun fra nogle få sandede partier på heder i Nord-, Midt- og Vestjylland. Kamillebladet månerude er i de senere år genfundet på et par lokaliteter, og kendes i dag fra 4-5 lokaliteter i Midt-, Vest- og Nordjylland samt Nordsjælland (Petersen 2013). De fleste af lokaliteterne er klitter, men ved Billund er der fundet en stor bestand på et hedeareal (Petersen 2001). Den foretrækker åbne solbeskinnede områder med lav plantevækst. Kamillebladet månerude er meget ustabil i sin forekomst, og kan være fraværende i en årrække for dernæst at dukke op det samme sted igen, så fravær i enkelte år er ikke ensbetydende med, at den er forsvundet (Petersen 2001). Man mener, at bjerg-ulvefod er forsvundet fra Danmark. Den er tidligere kendt fra sandet jord på åbne heder og i grusgrave i Vendsyssel, nær Viborg samt på Anholt. Den er, som kamillebladet månerude, meget ustabil i forekomsten og det skønnes, at den godt kan dukke op igen en dag.

### Fugle

Heder er levested for flere rødlistede ynglefugle, afhængig af hedetypen. Hjejle (kritisk truet) yngler i tørre og helt åbne hedeområder uden træbevoksning. I områder med ingen eller sparsom, lav bevoksning, og især hvor der findes et mosaiklandskab af småsøer, yngler der tinksmed (sårbar). Hede-lærke (næsten truet) og stor tornskade (truet) yngler på de mere tørre heder med spredt bevoksning, mens vendehals (truet) yngler på heder med vådområder og træklynger.

**Tabel 3.5.6.** Oversigt over de 11 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til § 3-hede. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne. Efter Wind og Pihl (2004).

Familie/Art	Nøgletal			Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)					
	Antal fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.	Antal rødlistede arter i DK	Antal arter i DK	Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
Bægerlaver	30	42	63	2	6	13	21	8	49
Ugler	15	76	413	1	0	1	0	0	4
Torbister	10	39	80	3	4	3	3	1	13
Løbebiller	9	100	328	1	0	1	0	1	3
Gelechiidae (sommerfugle)	9	51	176	1	1	2	1	1	5
Champignonner	5	40	200	0	1	1	1	0	3
Parmeliaceae (Laver)	5	40	71	0	7	0	0	0	7
Mark-græshopper	4	6	18	6	11	0	6	0	22
Rødblade	4	68	163	0	0	1	1	0	2
Skjoldlaver	4	13	19	5	11	5	0	0	21
Svirrefluer	4	82	291	0	0	0	0	1	1

### Rødlistede arter

Bægerlaverne, som også omfatter rensdyrlaverne, er suverænt den største artsgruppe af de rødlistede arter på heder (Tabel 3.5.6). På lichenheder er de altdominerende og udgør således en stor og vigtig del af biodiversiteten på heden. På lyng-dominerede heder findes de mere spredt. Ud af de 30 rødlistede arter, er 12 af dem truede eller kritiske truede, mens et lille antal af dem kun er næsten truede og lidt mere almindelige. Det gælder fx etagebægerlav, stød-bægerlav og spyd-bægerlav. Generelt er bægerlaverne følsomme overfor nedtrampning, idet deres vækstrate er meget lav (Crittenden 2000). Indenfor artsgrupper som ugler, torbister, løbebiller og sommerfugle er der også mange rødlistede arter, der udelukkende eller næsten udelukkende findes i tilknytning til heder.

### Registreringer af rødlistede arter på heder

Der er fundet rødlistede arter på 17 af de 117 (14,5 %) registrerede § 3-heder inden for og på 26 ud af 967 (2,7 %) heder uden for habitatområderne. De rødlistede arter er fortrinsvis fundet på heder i de tre højeste naturindholdsklasser inden for habitatområderne. Her er registreret en eller flere rødlistede arter på 26,5 % af hederne i den bedste naturindholdsklasse (A) og ingen i de to ringeste klasser (D og E). Uden for habitatområderne er der fundet rødlistede arter på mellem 1 og 4 % af hederne i alle fem naturindholdsklasser.

De hyppigst registrerede rødlistede arter på hederne er sommerfuglearter som dukatsommerfugl, okkergul pletvinge, foranderlig blåfugl og bølgeblåfugl.

**Tabel 3.5.7.** Oversigt over registreringer af rødlistede arter på heder hhv. inden for og uden for habitatområderne med antal rødlistefund, antal udvidede § 3-registreringer (med dokumentationscirkel) af heder foretaget af de danske kommuner i perioden 2007-2012 samt andelen af § 3-registreringer med forekomst af en eller flere rødlistede arter. I de sidste 5 rækker er vist andelen af de registrerede § 3-heder med rødlistefund for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3).

Hede	Inden for habitatområderne	Uden for habitatområderne
Antal rødlistefund	17	26
Antal registreringer	117	967
Andel med rødlistefund	14,5 %	2,7 %
Klasse A	26,5 %	3,8 %
Klasse B	5,7 %	1,4 %
Klasse C	17,6 %	3,4 %
Klasse D	0,0 %	3,3 %
Klasse E	0,0 %	3,2 %

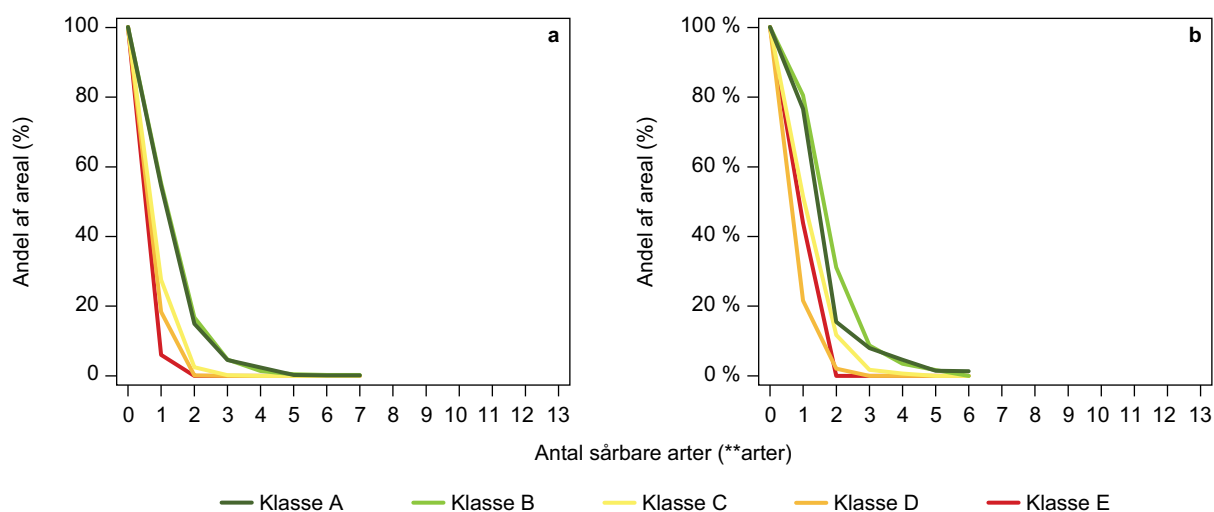
### Følsomme plantearter

På de heder, hvor kommunerne og Naturstyrelsen i perioden 2007-2012 har foretaget en fuldstændig registrering af vegetationens sammensætning af arter i en dokumentationscirkel med en radius på 5 m, er der i gennemsnit fundet en eller flere følsomme plantearter (\*\*-arter jf. Fredshavn m.fl. 2010b) på 43 % af hederne inden for og 59 % af hederne uden for habitatområderne. Det drejer sig typisk om arter som tormentil, tandbælg, djævelsbid, hundevioli, guldblomme, eng-havre, almindelig mælkeurt, hede-melbærris og på våde heder tillige tue-kogleaks, hvid næbfrø og arter af soldug.

Som det fremgår af Figur 3.5.4 er de følsomme arter fortrinsvis registreret på heder i de to bedste naturindholdsklasser. Det ses endvidere, at der uden for habitatområderne er flere arealer i de ringeste klasser, der rummer følsomme arter, og at de bedste hedearealer rummer et større antal følsomme arter end inden for habitatområderne.

Inden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på 55 % af hederne i de to bedste naturindholdsklasser. På 5 % af arealerne er der registreret mindst 2 følsomme arter, og mindre end 2 % af arealet rummer mindst 3 følsomme arter. På en fugtig klithede i Nordjylland er der registreret 30 arter i 5 m cirklen, herunder 4 følsomme arter: djævelsbid, tandbælg, rundbladet soldug, tormentil. På de mest artsrige § 3-registrerede heder (med karakter af surt overdrev eller klitlavning) er der registreret mere end 6 følsomme arter i dokumentationsfeltet. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på 18 % og 6 % af hederne i de to ringeste klasser (hhv. D og E), og her er det kun heder med karakter af surt overdrev (6230), der har mere end 2 følsomme arter i vegetationsdækket.

Uden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på 77 og 80 % af hederne i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). På 5 % af hederne i klasse A og 3 % i klasse B er der registreret mindst 3 følsomme arter. På 8 heder i de to bedste naturindholdsklasser er der registreret 5 eller 6 følsomme arter i dokumentationsfeltet. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på hhv. 22 og 44 % af hederne i de to ringeste naturtilstandsklasser (D og E). Tormentil er den hyppigst registrerede følsomme art på heder med lavt naturindhold.



**Figur 3.5.4.** Sammenhængen mellem andelen af arealet med hede a) inden for og b) uden for habitatområderne og det registrerede antal følsomme arter for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Følsomme arter er her defineret som \*\*arter i Fredshavn m.fl. (2010b). Data stammer fra kommunernes registreringer (med dokumentationscirkler) af § 3-beskyttede naturarealer fra 2007-2012. Inden for habitatområderne er disse suppleret med Naturstyrelsens kortlægning af habitatnaturtyper fra 2010-2011.

### 3.5.5 Sammenfatning

Arealinddragelse på velfungerende heder kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Inden for habitatområderne har 89 % af det § 3-beskyttede areal med hede en tilstand, der lever op til definitionerne på en habitatnaturtype, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 65 % af hedearealet. På heder i de to bedste naturindholdsklasser er

der registreret følsomme plantearter på godt halvdelen af hedearealet, og der er fundet rødlistede arter på hhv. 27 og 6 % af forekomsterne. Det vurderes at 80 % af hedearealet uden for habitatområderne har en tilstand, der svarer til en naturtype omfattet af Habitatdirektivets Bilag I, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 68 % af arealet. Der er fundet en eller flere følsomme plantearter på knap 80 % af arealet og rødlistede arter på mellem 1 og 4 % af hederne i de to bedste naturindholdsklasser.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede og isolerede heder. Kommunernes besigtigelser af heder siden 2007 peger på, at ingen heder inden for habitatområderne og blot 2 % arealet uden for har et begrænset naturindhold (Klasse E) og har lav dækning af dværgbuske og mangler rensdyrlaver og andre laver. Det tyder på, at hederne har været påvirket af eutrofiering og evt. også afvanding gennem en længere periode og kun undtagelsesvis fungerer som levested for sjældne og truede plante- og dyrearter. Inden for habitatområderne er der kun registreret følsomme plantearter på 6 % af arealet og ingen forekomster med rødlistede arter i denne naturindholdsklasse. De følsomme plantearter (44 %, primært tormentil) og rødlistede arter (3 %) er noget hyppigere forekommende uden for habitatområderne. Overordnet set rummer de kulturpåvirkede heder begrænsede naturverdier, og der skal en omfattende indsats til for at genskabe dem som værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Såfremt vindmøller placeres i sådanne heder med et dårligt naturindhold, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7), vil kunne etableres nye hedearealer af en tilsvarende eller højere kvalitet. En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

### **3.6 Strandenge**

Strandenge er lavtliggende og saltvandspåvirkede arealer ved fjorde og lavvandede havområder langs beskyttede kyster. Strandengenes vegetation består primært af salttolerante græsser og urter. Naturtypen omfatter både afgræssede, lavtvoksende strandenge med en varieret sammensætning af arter og ugræssede strandsumpe med højt voksende tagrør og strandkogleaks. Til naturtypen strandeng hører også mindre forekomster med strandoverdrev, medens større sammenhængende strandoverdrev typisk er registreret som § 3-overdrev.

#### **3.6.1 Areal og geografisk fordeling**

Der findes ca. 44.000 ha § 3-beskyttet strandeng i Danmark fordelt på godt 5.000 forekomster med en gennemsnitlig størrelse på hele 7,9 ha (Danmarks Miljøportal, august 2012). Omkring 37 % af strandengene i den vejledende registrering er mindre end 1 ha og dækker godt 1 % af det samlede strandengsareal (Figur 3.6.1.a og b). Omtrent 32 % af strandengene findes som små og isolerede naturarealer (< 1 ha) uden rumlig sammenhæng med andre beskyttede naturarealer. Disse isolerede forekomster dækker samlet omkring 1 % af arealet med § 3-strandeng. 16 % af strandengene (78 % af arealet) i den vejledende registrering findes som individuelle arealer over 10 ha, medens hele 32 % (90 % af arealet) indgår som en del af et større sammenhængende naturareal (> 10 ha).

Omtrent 34.000 ha strandeng, svarende til 77 % af naturtypens samlede areal, findes inden for habitatområderne (Tabel 3.6.1). Den høje andel med naturtypen strandeng inden for habitatområderne hænger naturligt sammen med, at en væsentlig andel af de danske habitatområder ligger kystnært.

**Tabel 3.6.1.** Oversigt over arealet med § 3-strandeng i den vejledende registrering fra august 2012. For hele landet er vist naturtypens areal (i ha), den tilhørende andel af landarealet (i %), antal vejledende registrerede forekomster samt den gennemsnitlige størrelse (i ha). Inden for habitatområderne er endvidere vist naturtypens areal (i ha), andelen af naturtypens samlede areal (i %) og andelen af § 3-arealet, der er kortlagt som en lysåben habitatnaturtype i forbindelse med Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011.

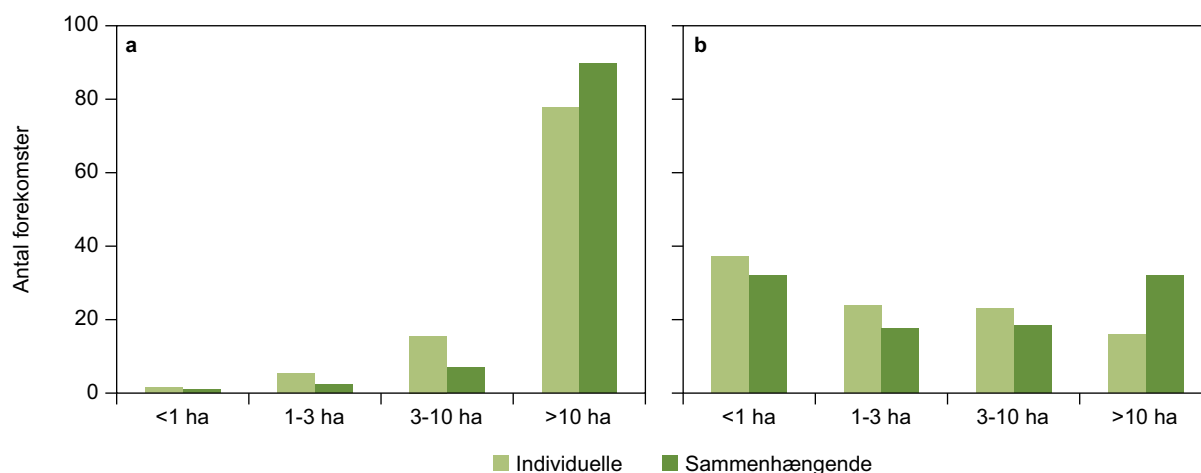
#### Strandeng

##### Hele landet

Areal	44.150 ha
Andel af landareal	1,0 %
Antal forekomster	5.326
Gennemsnitlig størrelse	7,9 ha

##### Inden for habitatområderne

Areal	33.939 ha
Andel af naturtypens areal	77 %
Andel strandeng kortlagt som lysåben habitatnatur	80 %

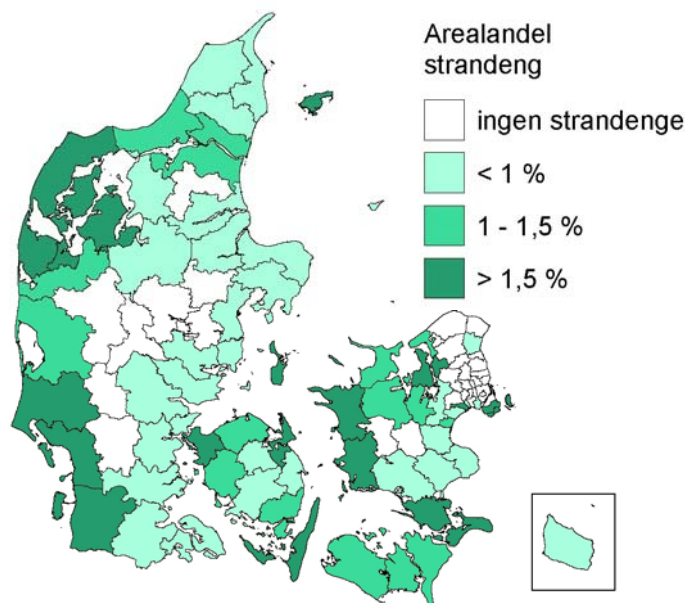


**Figur 3.6.1.** Størrelsesfordelingen af de vejledende registrerede strandenge vist ved andelen af a) areal med naturtypen og b) antal forekomster fordelt på 4 størrelsesklasser (< 1 ha, 1-3 ha, 3-10 ha og > 10 ha).

"Individuelle" viser størrelsesfordelingen af de individuelt registrerede strandenge i den vejledende § 3-registrering. "Sammenhængende" viser fordelingen af strandengene i forhold til størrelsen af de beskyttede naturarealer, strandengene er rumligt sammenhængende med (se Levin 2013).

Strandengene er udbredte i Vestjylland, Vest- og Sydsjælland samt Fyn. Naturtypen findes ikke i flere kommuner i Midtjylland og i de nordlige og centrale dele af Sjælland (Figur 3.6.2).

**Figur 3.6.2.** Den geografiske fordeling af strandeng i Danmark. For hver kommune er vist strandengarealernes andel af landarealet. Efter Nygaard m.fl. (2011).



### 3.6.2 Undertyper og habitattyper

I forbindelse med kommunernes besigtigelser af de § 3-beskyttede strandenge er der mulighed for at markere, om arealet tilhører en af følgende undertyper: Strandeng og strandsump. Denne vurdering er imidlertid kun foretaget på en begrænset andel af de besigtigede arealer, og der findes således ingen opgørelse over, hvor stor en andel af arealet med strandeng der udgøres af hhv. strandeng og strandsump.

Inden for habitatområderne er godt 80 % af arealet med § 3-strandeng i 2010-2011 kortlagt som en habitatnaturtype omfattet af Habitatdirektivet (Fredshavn 2012) (Tabel 3.6.2). Habitatnaturtypen strandeng (1330) er kortlagt på 71 % af arealet med § 3-strandeng, medens habitatnaturtyperne grå/grøn klit (2130), surt overdrev (6230), rigkær (7230) og strandvold med flerårige planter (1220) overlapper med mindre dele af det vejledende registrerede § 3-areal med strandeng. Habitatnaturtypen strandeng (1330) er, i den danske fortolkning af Habitatdirektivets naturtyper, defineret meget bredt, og den andel af det § 3-beskyttede strandengsareal, der ikke er kortlagt som en habitatnaturtype (20 % af arealet, se Tabel 3.6.2), er med stor sandsynlighed for kulturpåvirket, tørt og/eller ferskt til at falde ind under definitionen for habitatnaturtypen strandeng.

Sammenlagt vurderes det, at 38.500 ha med naturtypen strandeng, svarende til godt 87 % af det vejledende registrerede areal, falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk naturtype omfattet af Habitatdirektivet. Ud fra naturtypernes fordeling inden for habitatområderne, vurderes det, at på 31.000 af de 44.000 ha med § 3-beskyttet strandeng lever den aktuelle tilstand op til Habitatdirektivets definitioner på habitatnaturtypen strandeng (1330).

**Tabel 3.6.2.** Oversigt over arealer med habitatnaturtyper, der ligger inden for den vejledende registrering af § 3-beskyttede strandenge. For hver habitatnaturtype er vist det kortlagte areal, der overlapper med § 3-strandeng (i ha), den tilsvarende andel af det samlede areal med § 3-strandeng (i %) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) inden for habitatområderne, baseret på Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011. I de sidste to kolonner er beregnet, hvor stort areal med habitatnaturtypen der overlapper med det samlede § 3-areal (i ha) og det samlede areal med habitatnaturtypen (i ha) for hele landet baseret på beregningerne i Nielsen m.fl. (2012). "Andre habitatnaturtyper" rummer habitatnaturtyper, der har mindre end 1 % af sit areal inden for det § 3-beskyttede strandengsareal. Sidste række viser det samlede strandengsareal, der falder ind under definitionerne på en lysåben terrestrisk habitatnaturtype for hhv. inden for habitatområderne og hele landet (i ha og %).

Habitatnaturtyper	Habitatområderne (kortlagt)		Hele landet (beregnet)		
	§ 3-strandeng, der er kortlagt habitatnatur (ha)	Andel af § 3-eng (%)	Habitatnatur- § 3-strandeng, typens samlede areal (ha)	§ 3-strandeng, der skønnes at være habitatnatur (ha)	Habitatnatur- typens samlede areal (ha)
Strandvold med flerårige planter (1220)	356	1,0	620	1.000	1700
Strandeng (1330)	23.964	70,6	28.327	31.000	36.700
Grå/grøn klit (2130)	827	2,4	9.437	1.300	15.400
Surt overdrev (6230)	491	1,4	4.392	1.400	12.900
Rigkær (7230)	368	1,1	2.902	1.100	8.900
Andre habitatnaturtyper	1.251	3,7		2.700	
Samlet	27.257			38.500	
	80,3 %			87,4 %	

### 3.6.3 Naturindholdet på § 3-strandenge

Strandengsarealet er opdelt i fem naturindholdsklasser afhængig af arealernes artstilstand og fordelingen mellem positive strukturer, der indikerer lang kontinuitet, og negative strukturer, der indikerer kulturpåvirkning i form af omlægning, afvanding og eutrofiering (se Tabel 3.6.3).



**Foto 3.6.1.** Strandenge med artsrig vegetation eller udbredt forekomst af loer og saltpander rummer store biodiversitet-sværdier og kan kun vanskeligt erstattes med ny natur. Strandenge ved Flasken. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen, Aarhus.



**Foto 3.6.2.** Strandenge (som til venstre på billedet) med ringe naturindhold kan i mange tilfælde erstattes med ny natur, hvis erstatningsarealerne udlægges hensigtsmæssigt. Stavnsfjord ved Kanhave. Foto: Henriette Bjerregaard, Naturstyrelsen, Aarhus.



Strandenge med et godt naturindhold rummer typisk loer, saltpander og store fritliggende sten, og der ses en tydelig zonerings som følge af hyppige oversvømmelser med saltvand (positive strukturer). Vegetationen er relativt artsrig og varieret og kun svagt påvirket af omlægning, afvanding og næringsbelastning.

På strandenge med et ringe naturindhold er vegetationen relativt artsfattig og strandengen er typisk omlagt, afvandet og/eller næringsbelastet (negative strukturer), og der skal en større indsats til for at genskabe værdifulde levesteder.

**Tabel 3.6.3.** Oversigt over positive og negative strukturer på § 3-strandeng (Fredshavn m.fl. 2010a). Positive strukturer indikerer lang græsningskontinuitet og/eller følsomhed over for maskinel pleje, medens negative strukturer forekommer på arealer, der er kulturpåvirket ved omlægning, afvanding og/eller næringsbelastning.

<b>Positive strukturer</b>	<b>Negative strukturer</b>
Lodannelser og strandvolde	Kørespor og tegn på gødskning/tilskudsfordring
Store fritliggende sten	Tilgroet med tagrør/pilekrat
Tydelig zonerings pga. oversvømmelser med saltvand	Forekomst af diger og høfder
Aktiv marskdannelse med blød, optrådt bund	Vedligeholdte grøfter

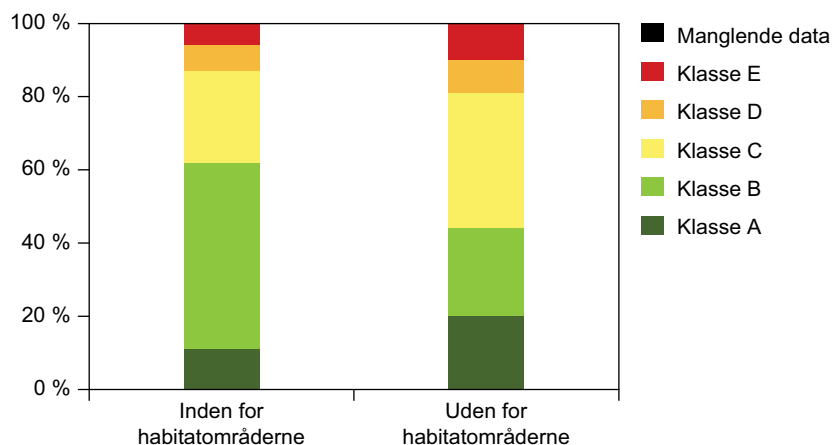
I perioden 2007-2012 har de danske kommuner besigtiget godt 1.000 strandenge med et samlet areal på ca. 9.300 ha, svarende til 5 % af det vejledende registrerede areal med naturtypen (se Tabel 3.1.2). Heraf er der foretaget en udvidet registrering med udlægning af en dokumentationscirkel på 226 strandenge med et samlet areal på 2.924 ha inden for og 294 strandenge (2.231 ha) uden for habitatområderne.

**Tabel 3.6.4.** Oversigt over fordelingen af det vejledende registrerede areal med § 3 strandeng på de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Inden for og uden for habitatområderne er vist det besigtigede areal med strandeng i hvert af de fem naturindholdsklasser (i ha), naturindholdsklassernes andel af det samlede besigtigede areal (i %) og en opskalering heraf til det vejledende registrerede § 3-areal (i ha). I de sidste kolonner er vist det vejledende registrerede areals fordeling på de fem naturindholdsklasser for hele landet og andel i % af det samlede danske landareal. I den næstsidste række er vist det samlede besigtigede og vejledende registrerede areal inden for og uden for habitatområderne samt for hele landet. Og nederst er vist andelen af det vejledende registrerede strandengsareal inden for og uden for habitatområderne.

\* Inden for habitatområderne er Naturstyrelsens kortlægning af de terrestriske habitatnaturtyper inddraget i beregningerne af naturtilstandsklassernes andel af det besigtigede areal og opskaleringen til det vejledende registrerede areal med strandeng.

Naturindhold	Inden for habitatområderne			Uden for habitatområderne		Hele landet		
	Besigtiget § 3		Registreret § 3	Besigtiget § 3		Registreret § 3	Registreret § 3	
	Areal (ha)	Andel *	Areal (ha) *	Areal (ha)	Andel	Areal (ha)	Areal (ha)	Andel
Højt (klasse A)	421	11 %	3.800	439	20 %	2.000	5.800	0,1 %
Godt (klasse B)	1.535	51 %	17.400	545	24 %	2.500	19.900	0,5 %
Moderat (klasse C)	464	25 %	8.400	831	37 %	3.800	12.200	0,3 %
Ringede (klasse D)	241	7 %	2.400	199	9 %	900	3.300	0,1 %
Dårligt (klasse E)	263	6 %	1.900	217	10 %	1.000	2.900	0,1 %
Manglende data	0	0 %	0	0	0 %	0	0	0 %
<i>Samlet areal (ha)</i>	<i>2.924</i>		<i>33.900</i>	<i>2.231</i>		<i>10.200</i>	<i>44.100</i>	<i>1,0 %</i>
<i>Andel af samlede areal (%)</i>			<i>77 %</i>			<i>23 %</i>		

**Figur 3.6.3.** Fordelingen af naturindholdsklasser på de besigtigede og kortlagte arealer med § 3-beskyttede strandenge inden for og uden for habitatområderne.



Der er dokumenteret en god-høj artstilstand på hele 62 % af de § 3-registrerede strandenge inden for og 44 % uden for habitatområderne (klasse A og B i Tabel 3.6.4 og Figur 3.6.3). Inden for habitatområderne er der registreret en moderat artstilstand på 25 % af det besigtigede strandengsareal, medens artssammensætningen på 37 % af arealet uden for indikerer en moderat tilstand. Der er registreret en ringe eller dårlig artstilstand på 13 % af den vejledende registrering med naturtypen inden for habitatområderne. På 6 % af arealet er der endvidere registreret fravær af strukturer som loer, saltpander, store fritliggende sten og en tydelig zonerings, der indikerer lang kontinuitet (positive strukturer, se Tabel 3.6.3). Uden for habitatområderne er 19 % af det besigtigede areal med strandeng i en ringe eller dårlig artstilstand og på 9 % er der tillige fravær af positive strukturer, hvilket peger på, at strandengsvegetationen er omlagt, afvandet og/eller næringsbelastet.

### 3.6.4 Sårbare, truede og beskyttede arter på strandenge

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et strandengsareal, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagslistede, fredede og rødlistede arter. Strandeng er levested for 51 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter. I Danmark er der 4 arter, som er knyttede til strandeng på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV, og ifølge rødlisten er i alt 8 arter knyttet til strandeng truede eller kritisk truede.

**Tabel 3.6.5.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-strandeng. Rødkategori: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbare, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødkategori	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Grøn mosaikguldsmed	<i>Aeshna viridis</i>	CR	X		X
Markfirben	<i>Lacerta agilis</i>	LC	X		X
Grønbroget tudse	<i>Bufo viridis</i>	LC	X		X
Strandtudse	<i>Bufo calamita</i>	LC	X		X

#### Habitatdirektivets arter

Habitatdirektivets arter, der er knyttede til strandeng (Tabel 3.6.5) er relativt almindelige og ikke rødlistede.

Grøn mosaikguldsmed er knyttet til forskellige vande med værtsplanten krebseklo, som hunnen lægger æg i. Ynglehabitaterne varierer fra små vandhuller, større søer og gamle tørvegrave til vegetationsrige kanaler og digegrave med stillestående vand. Arten forekommer spredt i Nordøstsjælland, Fyn, Øst- og Syddjylland samt på Bornholm.

Markfirben forekommer spredt i store dele af landet med undtagelse af Lolland-Falster og en række mindre øer. Arten findes spredt i landskabet på åbne, varme, solrige lokaliteter som jernbane- og vejskråninger, sten- og jorddiger, heder, overdrev, grusgrave, strandenge, kystskrænter og sandede bakkeområder.

Grønbroget tudse yngler her i landet oftest kystnært i forskellige typer vandhuller uden vegetation, gerne nyopståede og -etablerede vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i mange forskellige lysåbne habitater, ofte i anselig afstand fra ynglevandhullerne. Den findes spredt på Øerne med enkelte større bestande, men ellers i små bestande.

Bestanden af strandtudse har været i tilbagegang gennem en længere årrække, og arten er forsvundet fra de fleste indlandslokaliteter. Den findes i fugtige lavninger på klitheden langs vestkysten, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm. Herudover træffes den nogle gange på lignende indlandshabitater herunder i tilknytning til ferskeng. Strandtudsens yngle- og rasteområder vil således ofte være vandhuller, enge og strandenge, der er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3.

### **Fugle**

Strandenge er levested for en række rødlistede ynglefugle. Dvärgmåge (forsvundet) yngler på sumpede strandenge med tuer. Generelt yngler strandengsfuglene i åbne områder med lav vegetation. De moderat truede arter (truet) er brushane, engryle og mosehornugle. Af de sårbare arter yngler stor kobbersnepe og spidsand, mens strandengens ynglende stor regnspeve og bramgås anses for næsten truet. Uden for yngletiden raster og fouragerer flere arter anført på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I: Hjejle, grågås, kortnæbbet gås, bramgås, lysbuget og mørkbuget knortegås, sangsvane, pibesvane, gravand m.fl.

### **Fredede arter**

Ud over bilagsarterne, som alle er fredede, er følgende fredede arter knyttet til strandeng: Blå iris, lægestokrose, melet kodriver og ringpletlet gøgeurt. Blå iris er en ret stor urt med brede blade og store, spektakulære, blå blomster. Den er meget sjælden, kun kendt fra Amager og Saltholm, hvor den vokser i den øverste del af strandenge og på saltpåvirkede strandoverdrev. Lægestokrose er en temmelig høj plante med talrige, store, lyserøde blomster. Den findes sjældent på Lolland og Falster samt ved Limfjorden, hvor den vokser på strandenge med lavt græsningstryk samt i lysåbne kystnære rørskov og strandsumpe. Melet kodriver er meget sjælden og findes kun et par steder vest for København og på Bornholm. Den er kalkyndende og findes mest i rigkær, men på Bornholm også på strandenge. Ringpletlet gøgeurt er en sjælden varietet af maj-gøgeurt, som kun findes fire steder i Danmark på Østsjælland og i Nordjylland. Den vokser på kalkpåvirkede enge og strandenge.

**Tabel 3.6.6.** Oversigt over de syv artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til strandeng. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne. Efter Wind og Pihl (2004).

Familie/Art	Nøgletal			Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)					
	Antal rødlistede el. fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.	Antal rødlistede arter i DK	Antal arter i DK	Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
Løbebiller	14	100	328	0	0	0	2	1	4
Ugler	5	76	413	0	0	0	0	0	1
Svirrefluer	5	82	291	0	0	0	1	0	2
Bladbiller	3	59	266	0	0	0	0	0	1
Halvgræsser	3	15	84	1	1	0	1	0	4
Tudser	2	3	3	0	0	0	0	0	0
Græsser	2	9	125	1	0	0	0	1	2

### Rødlistede arter

Den artsgruppe med absolut flest rødlistede arter på strandeng er løbebillerne (Tabel 3.6.6). De fleste af løbebillerne er følsomme og sjældne eller meget sjældne. Det gælder fx vadehavs-ovalløber, som lever på fugtig bund i strandenge, mest ved Vadehavet, men også på Lolland. Løbebiller som bronzemarskløber og dyndløber er mindre sjældne men bestemt ualmindelige. Førstnævnte lever primært ved Vadehavet på saltholdig lerbund, gerne hvor denne jævnlige overskyldes af tidevand, mens sidstnævnte primært lever på meget fugtig bund langs Jyllands kyster.

Der er fundet rødlistede arter på 17 af de 226 (7,5 %) registrerede § 3-strandenge inden for og på 12 ud af 294 (4,1 %) strandenge uden for habitatområderne (Tabel 3.6.7). De rødlistede arter er fortrinsvis fundet på strandenge i de tre højeste naturindholdsklasser. Der er flest rødlistede arter på strandenge i den bedste klasse uden for (13,3 %) og den næstbedste klasse (14,9 %) inden for habitatområderne. Tilsvarende er der registreret rødlistede arter på hhv. 4,3 % (inden for) og 1,7 % (uden for habitatområderne) af de § 3-beskyttede strandenge i den ringeste naturindholdsklasse (E).

**Tabel 3.6.7.** Oversigt over registreringer af rødlistede arter på strandenge hhv. inden for og uden for habitatområderne med antal rødlistefund, antal udvidede § 3-registreringer (med dokumentationscirkel) af strandenge foretaget af de danske kommuner i perioden 2007-2012 samt andelen af § 3-registreringerne med forekomst af en eller flere rødlistede arter. I de sidste 5 rækker er vist andelen af de registrerede § 3-strandenge med rødlistefund for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3).

Strandeng	Inden for habitatområderne	Uden for habitatområderne
Antal rødlistefund	17	12
Antal registreringer	226	294
Andel med rødlistefund	7,5 %	4,1 %
Klasse A	4,5 %	13,3 %
Klasse B	14,9 %	3,4 %
Klasse C	6,8 %	5,9 %
Klasse D	0,0 %	1,7 %
Klasse E	4,3 %	1,7 %

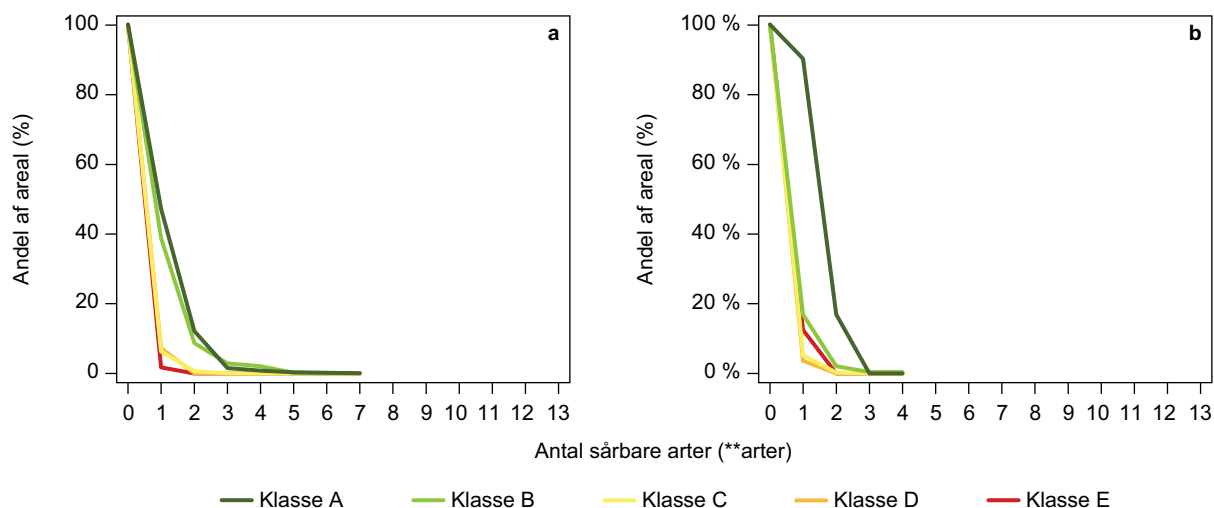
De hyppigst registrerede, rødlistede arter på strandenge omfatter dels fugle som stor regnspeve og hjejle, dels stedbundne arter som eksempelvis bakkegøgelilje og sort rævehale.

### Følsomme plantearter

På de strandenge, hvor kommunerne og Naturstyrelsen i perioden 2007-2012 har foretaget en fuldstændig registrering af vegetationens sammensætning af arter i en dokumentationscirkel med en radius på 5 m, er der i gennemsnit fundet en eller flere følsomme plantearter (\*\*-arter jf. Fredshavn m.fl. 2010b) på 26 % af strandengene inden for og 13 % af strandengene uden for habitatområderne. Det drejer sig typisk om arter som udspilet star, tandbælg, tætblomstret hindebæger, soløje-alant, strand-mandstro, samel, vild selleri og håret tangurt.

Som det fremgår af Figur 3.6.4 er de følsomme arter fortrinsvis registreret på strandenge i de to bedste naturindholdsklasser inden for habitatområderne og i den bedste naturindholdsklasse uden for habitatområderne. Det ses endvidere, at der er fundet følsomme arter på en større andel af de bedste og en mindre andel af de næstbedste strandenge uden for end inden for habitatområderne.

Inden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 47 og 39 % af strandengene i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). På 1 % af engene i klasse A og 2 % i klasse B er der registreret mindst 3 følsomme arter. Det er typisk strandenge med præg af overdrevs- og rigkærvegetation. Tilsvarende er der kun registreret følsomme arter på mellem 2 og 7 % af strandengene i de tre ringeste naturindholdsklasser.



**Figur 3.6.4.** Sammenhængen mellem andelen af arealet med strandeng a) inden for og b) uden for habitatområderne og det registrerede antal følsomme arter for hver af de fem naturindholdsklasser (jf. Tabel 3.1.3). Følsomme arter er her defineret som \*\*-arter i Fredshavn m.fl. (2010b). Data stammer fra kommunernes registreringer (med dokumentationscirkler) af § 3-beskyttede naturarealer fra 2007-2012. Inden for habitatområderne er disse suppleret med Naturstyrelsens kortlægning af habitatnaturtyper fra 2010-2011.

Uden for habitatområderne er der fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 73 og 15 % af strandengene i de to højeste naturindholdsklasser (A og B). Der er registreret 2 følsomme arter på 17 % af strandengene i den bedste klasse og blot 2 % af strandengene i den næstbedste klasse. Tilsvarende er der registreret følsomme arter på hhv. 4 og 12 % af strandengene i de to

ringeste naturtilstandsklasser (D og E), og ingen strandenge i disse klasser rummer mere end 1 sårbar art.

### 3.6.5 Sammenfatning

Arealinddragelse på velfungerende strandenge kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Inden for habitatområderne har 80 % af det § 3-beskyttede areal med strandeng en tilstand, der lever op til definitionerne på en habitatnaturtype, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 62 % af strandengsarealet. På strandenge i de to bedste naturindholdsklasser er der registreret følsomme plantearter på mindre end halvdelen af strandengsarealet, og der er fundet rødlistede arter på hhv. 15 og 5 % af forekomsterne. Det vurderes, at 87 % af strandengsarealet uden for habitatområderne har en tilstand, der svarer til en naturtype omfattet af Habitatdirektivets Bilag I, og der er dokumenteret et godt eller højt naturindhold på 44 % af arealet. Der er fundet en eller flere følsomme plantearter på hhv. 73 og 15 % af arealet og rødlistede arter på hhv. 13 og 3 % af strandengene i de to bedste naturindholdsklasser.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest kulturpåvirkede strandenge. Kommunernes besigtigelser af strandenge siden 2007 peger på, at 6 % af strandengsarealet inden for habitatområderne og 10 % arealet uden for har et begrænset naturindhold (Klasse E) og mangler loer, saltpander og store fritliggende sten, og der ses ingen tydelig zonerings efter hyppige oversvømmelser med saltvand. Det tyder på, at strandengene har været påvirket af gødskning, omlægning og afvanding gennem en længere periode og kun undtagelsesvis fungerer som levested for sjældne og truede plante- og dyrearter. Inden for habitatområderne er der registreret følsomme plantearter på 2 % af strandengsarealet og rødlistede arter på 4 % af forekomsterne i denne naturindholdsklasse. De følsomme (12 %) og rødlistede arter (1,7 %) forekommer også sporadisk uden for habitatområderne. De kulturpåvirkede strandenge rummer således meget begrænsede naturværdier, og der skal en omfattende indsats til for at genskabe dem som værdifulde levesteder for sjældne og truede arter. Såfremt vindmøller placeres på sådanne strandenge med et dårligt naturindhold, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7) vil kunne etableres nye strandengsarealer af en tilsvarende eller højere kvalitet inden for et begrænset tidsrum. En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

## 3.7 Kystklitter

Kystklitterne findes langs de eksponerede kyster, hvor energien fra vind og vand former kysten med stor kraft. I teorien optræder de forskellige naturtyper i zoner fra den flade sandflade, forklitterne, langs havet, over de hvide, grønne og grå klittyper til den stabiliserede dværgbuskklithede, inden flyvesandsarealernes naturtyper glider over i det bagvedliggende landbrugsland. Der er påvist klare successionsstadier i udviklingen fra aktive hvide klitter over relativt stabile urteagtige vegetationer til stabile dværgbusk- eller vedplantedominerede vegetationer (Warming 1895). Dog forekommer de forskellige klitnaturtyper ofte sammen som mosaikvegetationer som følge af klitternes relativt store variation i topografi, jordbundskemiske variable og

mikroklima på såvel stor som lille skala og de deraf følgende forskelle i fx erosion, aflejring, orientering, hældning, temperatur og fugtighed.

Kystklitterne findes primært som store sammenhængende områder langs den jyske vestkyst, men mindre klitområder findes på østkysten og på Øerne.

Det danske kystlandskab er med sin samlede længde og diversitet enestående i europæisk sammenhæng, og set på en større geografisk skala har vi derfor et ansvar for at beskytte og bevare vores kystnaturtyper og den flora og fauna, der er tilknyttet økosystemet. Efter Naturbeskyttelseslovens § 8 er kystklitterne fredet i en afstand af op til 300 m fra klitfoden (hvor havklitten går over i strandbred). Denne klitfredningslinje er fastlagt af miljøministeren og omfatter klitterne langs Vesterhavet, Skagerak og Rømø. Inden for strandbeskyttelseslinjen (NBL § 15), der typisk ligger 300 m fra kysten, er naturen beskyttet mod tilstandsændringer. Endelig er klitarealer, der falder ind under naturbeskyttelseslovens naturtypedefinitioner, omfattet af den generelle beskyttelse i lovens § 3.

**Foto 3.7.1.** Det danske kystlandskab er med sin samlede længde og diversitet enestående i europæisk sammenhæng, og set på en større geografisk skala har vi derfor et ansvar for at beskytte og bevare vores kystnaturtyper og den flora og fauna, der er tilknyttet økosystemet. Foto: Århus Amt.



### 3.7.1 § 3-typer og habitattyper

Inden for habitatområderne er kortlagt knap 32.000 ha klitnatur, der vurderes at være omfattet af Habitatdirektivets Bilag I (Fredshavn 2012) (Tabel 3.7.1). Blandt Habitatdirektivets klittyper huser Danmark en meget stor andel af det samlede europæiske areal i de biogeografiske regioner, som Danmark er en del af. Det drejer sig særligt om klithede (84 % af arealet), kystklitter med enebær (42 %) og fugtige klitlavninger (35 %) (DMU, upublicerede data).

De første stadier i klitdannelsen, forklitten (2110) og den hvide klit (2120), har et sparsomt, spredt plantedække af særligt modstandsdygtige græsser (hovedsagligt hjælme og marehalm) og lave urter. Inden for habitatområderne er der kortlagt knap 300 ha med forklit (2110), hvoraf knap 25 % ligger inden for den vejledende § 3-registrering (især på strandenge, heder og overdrev) (se Tabel 3.7.1). Der er kortlagt knap 1.100 ha med hvid klit (2120),

hvoraf knap halvdelen er beskyttet af § 3 (primært som hede og strandeng). Således er  $\frac{3}{4}$  af arealet med forklit og halvdelen af arealet med hvid klit ikke omfattet af § 3. Da disse typer typiske ligger tæt på havet, vil de oftest være beskyttet af naturbeskyttelseslovens §§ 8 og 15 (strandbeskyttelses- og klitfredningslinjerne).

Grå/grøn klit (2130) omfatter grå klit og grønsværklit. Den grønne del af klitten er knyttet til områder, hvor flyvesandet hverken er tørt eller udvasket, men derimod er rigt på kalk og andre mineraler. Vegetationen er derfor relativt tæt og frodig med mange urter, særligt flerårige græslandsplanter. Den grå klit findes på udvasket og sur bund og indeholder relativt få arter af højere planter, men derimod mange laver (lichener). Plantesamfundet kan karakteriseres som et pionersamfund og rummer ud over laverne små græsarter som sandskæg og dværgbunke. Inden for habitatområderne er kortlagt mere end 9.400 ha med grå/grøn klit, hvoraf 85 % ligger på § 3-beskyttede arealer (især hede, strandeng og overdrev). De resterende 15 % af arealet ligger uden for de § 3-beskyttede områder.

Klitheden (2140) er karakteriseret ved en udvasket, sur og stabil bund, der er domineret af dværgbuske. Hvor klitterne gror til med hjemmehørende vedplanter, dannes havtornklit, grårisklit og enebærklit. Sidstnævnte er en prioriteret naturtype i Habitatdirektivet, der ofte forekommer hvor kalkindholdet i klitten eller underliggende jordlag er ret højt. Af de knap 15.000 ha med klithede inden for habitatområderne er hovedparten (85 %) samtidig registreret som § 3-hede, medens 5,7 % ligger uden for den vejledende § 3-registrering.

I fugtige og vanddækkede klitlavninger forekommer en række vådbunds-samfund som klitsøer, kær og rørsumpe, der alle er omfattet i naturtypen klitlavning (2190). Inden for habitatområderne er kortlagt 5.000 ha med habitatnaturtypen, hvoraf 93 % er beskyttet af § 3, primært som hede og mose.

Der er endvidere kortlagt en række mere sporadisk forekommende klittyper med islæt af vedplanter. Der er registreret omkring 4-500 ha med habitatnaturtyperne havtornklit (2160), grårisklit (2170) og enebærklit (2250) inden for habitatområderne, og hovedparten af arealet (omkring 93 %) er sammenfaldende med § 3-beskyttede naturarealer. Endelig kan klitterne gro til med egentlige skovtræer, hvorved der dannes skovbevoksede klitter.

Sammenlagt ligger knap 90 % af klittyperne inden for arealer, der er vejledende registreret som § 3. I denne rapport er konsekvenserne af inddragelse af klitarealer til opsætning af vindmøller behandlet under de respektive § 3-naturtyper. Men det er vigtigt at tage hensyn til, at Danmark rummer en væsentlig andel af Europas kystklitter, og at tab af levesteder er i modstrid med målet om at opnå og bevare gunstig bevaringsstatus for habitatnaturen langs de beskyttede kyster.



**Tabel 3.7.1.** Oversigt over kystklitternes habitatnaturtyper. For hver habitatnaturtype er angivet hvor stor en andel (i %) af det kortlagte areal (inden for habitatområderne), der ligger inden for § 3-beskyttede arealer med naturtyperne eng, overdrev, mose, hede, strandeng og sø. For hver habitatnaturtype er endvidere vist det samlede areal (i ha) inden for habitatområderne, baseret på Naturstyrelsens Natura 2000-kortlægning i 2010-2011 og det samlede areal (i ha) for hele landet baseret på beregningerne i Nielsen m.fl. (2012).

Habitatnaturtyper	Overlap med § 3-beskyttede naturtyper (%)							Samlet areal	
	Eng	Overdrev	Mose	Hede	Strandeng	Sø	Ikke § 3	Inden for hab.omr. (ha)	Hele landet (ha)
Forklit (2110)	0,0	3,5	0,0	5,2	15,3	0,1	75,7	287	400
Hvid klit (2120)	0,0	1,6	0,5	36,3	5,8	0,0	55,8	1.089	1.700
Grå/grøn klit (2130)	1,2	7,5	2,1	65,0	8,8	0,3	15,2	9.437	15.400
Klithede (2140)	0,4	0,4	6,6	85,4	1,0	0,5	5,7	14.854	23.800
Havtornklit (2160)	0,3	32,2	8,8	39,1	6,1	2,0	11,6	432	800
Grårisklit 2170	0,7	0,8	9,5	72,6	7,5	2,3	6,7	520	800
Klitlavning (2190)	2,8	0,9	30,8	53,8	1,8	2,8	7,1	4.989	7.600
Enebærklit (2250)	0,5	13,5	7,7	69,7	1,6	0,2	6,8	371	600
<b>Samlet</b>	<b>1,0</b>	<b>3,2</b>	<b>8,9</b>	<b>71,0</b>	<b>3,9</b>	<b>0,8</b>	<b>11,2</b>	<b>31.980</b>	<b>51.000</b>

### 3.7.2 Sårbare, truede og beskyttede arter i klitter

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et klitareal, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagslistede, fredede og rødlistede arter. Klit er levested for 66 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter (Tabel 1.6 i Bilag 2). I Danmark er der fire arter, som er knyttede til klit på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV og ifølge rødlisten er i alt 27 arter knyttet til klitter truede eller kritisk truede.

**Tabel 3.7.2.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til klit. Rødlistekategorier: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødlistet	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Sortpletlet blåfugl	<i>Maculinea arion</i>	CR	X		X
Markfirben	<i>Lacerta agilis</i>	LC	X		X
Strandtudse	<i>Bufo calamita</i>	LC	X		X
Hedepletvinge	<i>Euphydryas aurinia</i>	CR	X	X	

#### Habitatdirektivets arter

Bestanden af strandtudse har været i tilbagegang gennem en længere årrække, og arten er forsvundet fra de fleste indlandslokaliteter. Den findes i fugtige lavninger på klitheden langs vestkysten, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm. Markfirben forekommer spredt i store dele af landet med undtagelse af Lolland-Falster og en række mindre øer. Arten findes spredt i landskabet på åbne, varme, solrige lokaliteter som jernbane- og vejskråninger, sten- og jorddiger, heder, overdrev, grusgrave, strandenge, kystskrænter og sandede bakkeområder.

Dagsommerfuglene omfattet af Habitatdirektivet er alle lidt specielle, idet de er afhængige af én eller ganske få værtsarter. Hedepletvinge findes kun i Nordjylland, hvor den typisk lever i overgangszonen mellem fugtige og tør-

re arealer på mager jord som fugtige heder, tørvemoser og ugødede enge med forekomst af værtsplanten djævelsbid. Hedepletvinge synes at være gået frem i udbredelse og bestandsstørrelse i perioden 2004-2011, selv om de nye forekomster i perioden i en vis udstrækning repræsenterer oversete forekomster frem for nyetablerede bestande.

Sortpletlet blåfugl findes kun på ganske få lokaliteter på Møn, hvor de foretrukne levesteder er tørre, varme lokaliteter som overdrev, heder og klitter med forekomst af værtsplanterne timian og/eller merian samt en specifik værtsmyre.

### **Fugle**

Kystklitter er ynglehabitat for markpiber, der er kritisk truet på den danske rødliste og anført på fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I.

### **Fredede arter**

Danske klitter er levested for følgende fredede arter: Hollandsk hullæbe, skagen-hullæbe, hugorm, almindelig firben, stålorm, kamillebladet månerude og skotsk lostilk. De to første er varieteter af orkidéen skov-hullæbe, som er den almindeligste af vore orkidéer. Hollandsk hullæbe og skagen-hullæbe er imidlertid ingenlunde almindelige, og de er stærkt knyttet til klitter, hvorimod skov-hullæbe er betydeligt mindre krævende ift. levested. Hollandsk hullæbe er sjælden og vokser udelukkende i klitområder, hvor sandet er kalkrigt. Den kan både vokse i dyb skygge i klitplantager og i åbne, fuldt eksponerede klitområder. Skagen-hullæbe kendes ikke fra andre steder i Verden end Nordjylland, primært Skagens Odde, hvor den vokser de samme steder som hollandsk hullæbe, dog ikke i dyb skygge.

Hugorm er relativt almindelig. Den findes mestendels på heder, i klitter og i/ved næringsfattige moser. For at kunne regulere kropstemperaturen foretrækker den områder med varieret terræn og spredte buske og træer, og træffes således sjældent på helt flade arealer. Almindeligt firben (kaldes også skovfirben) og stålorm er som hugormen relativt almindelige. De findes i næsten alle naturtyper og har nogenlunde de samme krav til levesteder som hugorm. I tillæg hertil findes de også på steder, hvor der er lidt mere fugtigt som fx i skovbryn og krat. Kamillebladet månerude er i de senere år genfundet på et par lokaliteter og kendes i dag fra 4-5 lokaliteter i Midt-, Vest- og Nordjylland og på Nordsjælland (Petersen 2013). De fleste af lokaliteterne er klitter, men ved Billund er der fundet en stor bestand på et hedeareal (Petersen 2001). Den foretrækker åbne solbeskinnede områder med lav plantevækst. Kamillebladet månerude er meget ustabil i sin forekomst og kan være fraværende i en årrække for dernæst at dukke op det samme sted igen, så fravær i enkelte år er ikke ensbetydende med, at den er forsvundet (Petersen 2001). Skotsk lostilk findes kun på nogle få lokaliteter i Nordjylland og på Læsø i klitter, på stenede strande og strandenge.

**Tabel 3.7.3.** Oversigt over de 13 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til klit. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne. Efter Wind og Pihl (2004).

Familie/Art	Nøgletal			Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)					
	Antal rødli., fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.	Antal rødl. arter i DK	Antal arter i DK	Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
Bægerlaver	9	42	63	0	2	2	10	2	14
Ugler	6	76	413	1	0	1	0	0	1
Champignoner	5	40	200	0	1	1	1	0	3
Gelechiidae (sommerfugle)	5	51	176	1	1	1	0	1	3
Parmeliaceae (laver)	3	40	71	0	4	0	0	0	4
Rovfluer	2	13	31	0	3	0	3	0	6
Rødblade	2	68	163	0	0	1	1	0	1
Stjernebolde	2	7	20	0	0	5	5	0	10
Orkidéer	2	28	39	0	0	0	0	3	3
Jagt-edderkopper	2	10	39	0	0	0	3	3	5
Skjoldlaver	2	13	19	0	11	0	0	0	11
Firben	2	2	2	0	0	0	0	0	0
Svirrefluer	2	82	291	0	0	0	0	0	1

#### Rødlistede arter

I danske klitter er bægerlaver, ugler, champignoner og sommerfugle de artsgrupper med flest rødlistede arter (Tabel 3.7.3). De fleste af bægerlaverne forekommer hist og her, men lav bægerlav og sortfodet bægerlav er sjældne og forekommer i hhv. vindbrud og fugtige lavninger i klitter og på overdrev. Sidstnævnte er i dag kun kendt fra Melby overdrev. Klit-bægerlav og smaragd-bægerlav er eksempler på klitlevende bægerlaver, der er relativt almindelige. De findes begge på mineraljord. Alle rødlistede ugler med primært levested i klitter er enten truede eller forsvundne fra Danmark. Kappeugle og algeugle er eksempler på førstnævnte. De lever i klitter på hhv. almindelig torskemund og arter af skållaver og skjoldlaver. Den eneste ugle, der er lidt mindre sjælden, er *Thaumetopoea pinivora*, som lever på skov-fyr i klitområder, mestendels på Bornholm, men også i Syddanmark. Sidst men ikke mindst rummer danske klitter også to endemiske rødlistede arter: Klit-øjentrøst og nordisk øjentrøst, som begge er meget sjældne, og udelukkende forekommer på enkelte lokaliteter langs den jyske vestkyst (Mossberg & Stenberg 2005).

#### 3.7.3 Sammenfatning

Danmark har et stort ansvar for at beskytte og bevare vores kystnaturtyper, idet disse har været i massiv tilbagegang i det meste af Europa. Således er tre klitnaturtyper på Habitatdirektivets Bilag I (grå/grøn klit, klithede og enebærklit) særligt truede på europæisk plan og derfor prioriterede. Arealinddragelse i kystklitterne kan derfor have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten.

En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af

sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

### 3.8 Vandhuller og søer

Søer og vandhuller findes som permanente eller tidvist udtørrende vandflader i naturlige og menneskeskabte lavninger i terrænet. De omfatter foruden de naturligt forekommende søer også gravede søer samt gadekær, damme, møllesøer og mergel-, kalk- og lergrave. Det vurderes, at omkring 1/3 af de danske småsøer og vandhuller er dannet af naturlige processer (Søndergaard m.fl. 2002). Naturtypen omfatter alt fra små vandsamlinger til vore største søer, ligesom der kan være tale om vandsamlinger med forskellig saltholdighed (Søndergaard & Wiberg-Larsen 2011). Der er en glidende overgang fra vandhuller og søer til naturtyper som moser og ferske enge og til vandløb, når disse stedvis bliver meget brede og vandet tilsyneladende stillestående.

Danske søer kan inddeles i hovedtyper på baggrund af forskelle i kalkholdighed, vanddybde, humusindhold og saltholdighed. De har en række fælles træk, men ofte knytter der sig en speciel flora og fauna til de forskellige søtyper (Søndergaard & Wiberg-Larsen 2011). I Danmark er søernes biodiversitet i høj grad påvirket af det omgivende landskab. Søer med et stort opland vil typisk få tilført store mængder kvælstof og fosfor, hvilket fører til en øget produktion af planktonalger, uklart vand, bortskygning af undervandsplanter og generelt en lavere biodiversitet. Søer med et lille opland og/eller stor tilledning af grundvand eller beliggende indenfor beskyttede naturtyper har oftere et naturligt lavt indhold af næringsstoffer og en større værdi som levested for sjældne og truede arter.



**Foto 3.8.1.** Tvepibet lobelie, Snabe Igelsø. Foto: Peter Wind.



**Foto 3.8.2.** Slåensø med hvid åkande, en af Danmarks mest renavandede søer. Foto: Peter Wind

I Danmark findes der ca. 120.000 søer og vandhuller med et areal større end 0,01 ha. Blot 80 søer er større end 100 hektar, og 2 procent af søerne har et areal større end 1 ha. Vandhullerne ligger spredt ud over hele landet, medens de store søer (>100 hektar) er koncentreret i Nord- og Midtsjælland samt i Midt- og Nordvestjylland (Søndergaard & Wiberg-Larsen 2011).

Det samlede søareal er ca. 58.000 ha, svarende til 1,4 procent af Danmarks areal.

### 3.8.1 Habitattyper

Det skønnes, at over 90 procent af det samlede søareal er omfattet af de fem habitatnaturtyper. Tre fjerdedele af søarealet udgøres af kransnålalgesøer (3140) og næringsrige søer (3150). Kransnålalgesøer (3140) er kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, der typisk er ganske rene eller kun lidt eutrofierede. Næringsrige søer (3150) er næringsrige søer og vandhuller, typisk med flydeplanter eller store vandaks. Søbredder med småurter (3130) er ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden og udgør 12 % af det samlede søareal. Lobeliesøer (3110) er kalk- og næringsfattige søer og vandhuller karakteriseret ved især grundskudsplanter og lav pH, og brunvandede søer (3160) er oftest ret sure søer og vandhuller, hvor vandets farve skyldes et højt indhold af humusstoffer. Begge søtyper er meget sjældne i Danmark.

### 3.8.2 Sårbare, truede og beskyttede arter i vandhuller og søer

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger søer, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagslistede, fredede og rødlistede arter. Søer er levested for 110 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter (Tabel 1.7 i Bilag 2). I Danmark er der 20 arter, som er knyttet til søer på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV, og ifølge rødlisten er i alt 27 arter knyttet til søer og vandhuller truede eller kritisk truede.

#### Habitatdirektivets arter

Omkring halvdelen af Habitatdirektivets arter, der er knyttede til søer (Tabel 3.8.1) er sjældne eller meget sjældne, mens resten er mindre sjældne og nogle almindelige og ikke rødlistede.

**Tabel 3.8.1.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-sø. Rødlistekategorier: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødlistet	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Liden najade	<i>Najas flexilis</i>	EN	X	X	X
Vandranke	<i>Luronium natans</i>	NT	X	X	X
Stor kærguldsmed	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	VU	X	X	X
Grøn mosaikguldsmed	<i>Aeshna viridis</i>	CR	X		X
Bred vandkalv	<i>Dytiscus latissimus</i>	CR	X	X	X
Lys skivevandkalv	<i>Graphoderus bilineatus</i>	CR	X	X	X
Grønbroget tudse	<i>Bufo viridis</i>	LC	X		X
Strandtudse	<i>Bufo calamita</i>	LC	X		X
Klokkefrø	<i>Bombina bombina</i>	NT	X	X	X
Løgfør	<i>Pelobates fuscus</i>	DD	X		X
Løvfør	<i>Hyla arborea</i>	LC	X		X
Spidssnudet frø	<i>Rana arvalis</i>	LC	X		X
Springfrø	<i>Rana dalmatina</i>	LC	X		X
Stor vandsalamander	<i>Triturus cristatus</i>	LC	X	X	X
Odder	<i>Lutra lutra</i>	VU	X	X	X
Vandflagermus	<i>Myotis daubentonii</i>	LC	X		X
Damflagermus	<i>Myotis dasycneme</i>	VU	X	X	X
Dyndsmørling	<i>Misgurnus fossilis</i>	CR		X	
Pigsmerling	<i>Cobitis taenia</i>	LC		X	

Liden najade vokser i klart og næringsfattigt vand i søer på sand- eller kalkbund. Arten er, bortset fra meget få individer i Vandet Sø i 2002, i nyere tid kun fundet i Nors Sø i Nordvestjylland.

Vandranke vokser i næringsfattige, gerne rentvandede vandløb og kanaler med langsomt flydende vand, i småsøer med stillestående vand og på bunden af klitsøer. Arten har altid været sjælden i Danmark og er kun fundet i Vestjylland fra Nissum Fjord til Ribe.

Stor kærguldsmed yngler især i rene, næringsfattige søer og vandhuller, men findes også i brunvandede skovsøer og ved gamle, delvis tilgroede tørvegrave med surt vand. Arten har to hovedudbredelsesområder i Østdanmark, henholdsvis Nordøstsjælland og Falster-Møn.

Grøn mosaikguldsmed er knyttet til forskellige vande med værtsplanten krebseklo, som hunnen lægger æg i. Ynglehabitaterne varierer fra små vandhuller, større søer og gamle tørvegrave til vegetationsrige kanaler og digegrave med stillestående vand. Arten forekommer spredt i Nordøstsjælland, Fyn, Øst- og Sydjylland samt på Bornholm.

Bred vandkalv og lys skivevandkalv findes i både store og små søer, naturlige som kunstige. Søerne er gerne permanente og solbeskinnede med ret klart eller brunligt vand med en bredvegetation af forskellige sumpplanter. Begge arter findes på Bornholm og af de seks kendte lokaliteter med bred vandkalv findes kun på én (Jylland) uden for øen, mens fire ud af syv kendte lokaliteter med lys skivevandkalv findes på Sjælland.

Grønbroget tudse yngler her i landet oftest kystnært i forskellige typer vandhuller uden vegetation, gerne nyopståede og -etablerede vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i mange forskellige lysåbne habitater, ofte i anselig afstand fra ynglevandhullerne. Den findes spredt på Øerne med enkelte større bestande, men ellers i små bestande.

Bestanden af strandtudse har været i tilbagegang gennem en længere årrække, og arten er forsvundet fra de fleste indlandslokaliteter. Den findes i fugtige lavninger på klitheden langs vestkysten, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm.

Stor vandsalamander er udbredt i det meste af Danmark på nær dele af Vest- og Nordjylland. Den yngler i vandhuller af meget forskellig størrelse. Det er ikke unormalt at finde den i vandhuller på under 100 m<sup>2</sup>. Arten er følsom over for forurening af vandhullerne, overskygning af vandhuller og ud sætning af fisk. Arten kan findes ynglende i vandhuller under tilgroning, men der skal være sol på næsten hele vandfladen, for at bestanden kan klare sig på længere sigt.

Løgfrø yngler i et bredt spektrum af lavvandede vandhuller og vådområder lige fra helt små vandsamlinger til søer og moser på flere hektar. Temporære vandhuller og oversvømmelser kan også være vigtige yngleområder for arten, forudsat at de holder vand frem til midt på sommeren. Arten anses for at have en relativ dårlig spredningsevne og klarer sig dårligt i intensivt udnyttede landskaber. I Jylland er der større sammenhængende forekomster nogle få steder, fx et område i vestlige Sønderjylland og formentlig stadig omkring Viborg. Men ellers er der også her tale om isolerede bestande, der

hver for sig kun omfatter få ynglevandhuller. Der er kun enkelte bestande tilbage i Nordsjælland og på Lolland.

Spidssnudet frø yngler i mange slags vådområder lige fra ganske små vandhuller til bredden af store søer og fra helt overskyggede ellesumpe til helt lysåbne vandhuller. Uden for yngletiden opholder den sig i enge og moser, men forekommer i øvrigt i et bredt udsnit af naturtyper. Bestanden synes at være vigende i Østdanmark (Søgaard m.fl. 2013).

Klokkefrø findes i lavvandede vandhuller, som ikke tørrer ud henover sommeren. Samtidigt er det vigtigt, at der i tilknytning hertil findes dybere permanente vandhuller, hvor den kan søge føde. Prædation fra fisk på yngel og fra hejrer på voksne individer kan undertiden være en trussel for lokale bestande. Arten trives bedst, hvor omgivelserne er ekstensivt græssede arealer eller overdrev, gerne med en udyrket bræmme omkring det enkelte vandhul. Klokkefrø er i perioden 2004-2009 registreret i ca. 90 vandhuller på Fyn og Sjælland.

Løvfrø yngler i mange forskellige typer af vandhuller og vådområder, men foretrækker lavvandede temporære vandhuller og oversvømmelser på afgræssede arealer. Løvfrø forekommer naturligt i det sydøstlige Jylland, på Als, på Sydsjælland, på Lolland og Bornholm i den kontinentale region. Der findes udsatte bestande ved Århus og Slagelse, og i 2004 blev der registreret en nyintroduceret bestand på Fyn.

Langs åer og søer i Jylland findes en vidt udbredt, levedygtig bestand af odder, der nu synes at brede sig til Fyn. På Sjælland findes odderen i et større område end tidligere antaget.

Vandflagermusen er en af Danmarks almindeligste arter af flagermus. Den er vidt udbredt over hele landet med undtagelse af visse øer, fx Samsø og Læsø. Vandflagermus har typisk sommerkvarterer i hulheder og træer, men den kan også findes i sprækker og hulrum i broer nær vandløb. De foretrukne vinterkvarterer er beskyttede kølige og frostfrie steder i underjordiske rum med høj fugtighed som kalkgruber, kældre og lignende, men den kan også overvintre i træer med hulheder. De vigtigste kendte overvintringslokaliteter for vandflagermus er Mønsted og Daubjerg kalkgruber i Midtjylland, hvor der overvintrer godt 25.000 individer (Søgaard m.fl. 2013).

Damflagermus er en sjælden art med begrænset udbredelse i Danmark med hovedudbredelsesområde i Nordvestjylland omkring Limfjorden, i Midt- og Østjylland. Desuden er der en lille bestand på Lolland-Falster og arten er fundet på Bornholm og Fyn. Damflagermus har typisk sommerkvarterer i huse eller hule træer. De foretrukne vinterkvarterer er beskyttede, kølige og frostfrie steder i underjordiske rum med høj fugtighed som kalkgruber, kældre og lignende. De vigtigste kendte overvintringslokaliteter for damflagermus er Mønsted og Daubjerg kalkgruber i Midtjylland, hvor der overvintrer ca. 8.000 individer (Søgaard m.fl. 2013).

Fugtige og våde habitater, herunder søer og vandhuller, er desuden vigtige fourageringssteder for de fleste andre flagermusarter (se tabel 5.2).

Dyndsmerling findes i dag kun i den nederste del af Vidåen og muligvis i et område omkring Sølsted mose i Sønderjylland. Den lever i rene lavvandede vandhuller og småsøer og i vandløb med langsomt flydende rent vand. Den kræver tilstedeværelse af forskellige vandplanter hele året.

Pigsmerling har en begrænset udbredelse i Danmark, hvor den findes i åsystemer på Fyn, Sjælland og Lolland samt en enkelt forekomst på Als. Pigsmerling har samme krav til levesteder som Dyndsmerling, men ynder sandbund og kan også forekomme i større søer.

### Rødlistede arter

De artsgrupper, der rummer flest rødlistede arter med stærk tilknytning til søer (Tabel 3.8.2), er snudebiller, løbebiller og vandaks. For snudebillernes vedkommende er alle sjældne og nogle af dem meget sjældne. *Bagous nodulosus* og *Bagous binodulus* er repræsentanter for de meget sjældne og decideret truede i denne artsgruppe. De lever især ved søer og moser på hhv. brudelys og krebseklo (Wind & Pihl 2004). *Pelenomus olssoni* og *Bagous petro* hører til de knap så sjældne, men er i fare for at blive truede på sigt. De lever ved/i søer på hhv. vandportulak og almindelig blærerod (Wind & Pihl 2004). Blandt løbebillerne er hængesækkvikløber, dyndglansløber og nordlig glansløber blandt de sjældneste. Grøn fløjlsløber og brun sumpløber er blandt dem man træffer lidt oftere, men de er lokale og ret sjældne i store dele af landet. Førstnævnte lever især på fugtig til meget fugtig bund i lysåbne moser, mens sidstnævnte fortrinsvis lever ved kanten af pytter og søer i skov. De fleste af de rødlistede vandaks er truede eller sårbare, og alle er sjældne. For det meste lever de udelukkende i lavvandede, stillestående vandløb og søer.

**Tabel 3.8.2.** Oversigt over de 10 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til sø. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategorierne. Efter Wind & Pihl 2004.

Familie/Art	Nøgletal		Fordeling på rødlistekategorier (% af arter i artsgruppen)						
	Antal rød-, fredede el. bilagsarter i denne nat.typ.	Antal rød- arter i DK	Antal arter i DK	Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
Snudebiller	12	83	485	0	0	0	1	1	2
Løbebiller	10	100	328	1	0	1	1	1	3
Vandaks-familien	8	8	23	0	0	9	17	9	35
Bladbiller	7	59	266	0	0	0	1	1	3
Svirrefluer	6	82	291	0	0	0	1	1	2
Libeller	4	4	17	18	0	0	6	0	24
Egentlige frøer	4	5	7	0	14	0	0	0	14
Skeblad-familien	3	3	7	0	14	14	0	14	43
Tudser	3	3	3	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae (vandnymfer)	3	4	12	0	8	8	0	8	25

### Fugle

Vandhuller og søer er yngleområder for flere rødlistede ynglefugle, især hvor der tillige er tilknyttet rørskov. Dværgmåge (forsvundet) yngler ved lavvandede søer med rørsump, ligesom plettet rørvagtel (næsten truet) og bilagsarten rørdrum er tilknyttet rørskoven. Sortterne (truet) kræver søer med rent vand, flydebladsvegetation og større vandinsekter. En art som hvinand (næsten truet) kræver redetræer i umiddelbar nærhed af søen eller vandhullet. Uden for yngletiden ses arter anført på fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I som fx grågås, sangsvane, blichøne, krikand, pipeand, taffeland, trolldand, skeand, lille skallesluger og hvidklire.



### **Fredede arter**

Padderne udgør den artsgruppe med suverænt flest fredede arter knyttede til søer. Et mindre antal af dem er ikke på Habitatdirektivets Bilag II eller IV: Lille vandsalamander, bjergsalamander, butsnudet frø, grøn frø, latterfrø og skrubtudse. De er alle temmelig almindelige i hele eller store dele af Danmark, på nær latterfrø, der kun findes på Bornholm, og bjergsalamander, der kun lever på Åbenråegnen. Lille vandsalamander yngler ofte i små delvist solbeskinnede vandhuller på under 100 m<sup>2</sup>. Den har ikke specielle krav til vandkvaliteten og tåler en vis grad af forurening. Bjergsalamander findes næsten altid i små (< 100 m<sup>2</sup>), overskyggede vandhuller i eller nær skove. Butsnudet frø yngler i mange slags vandhuller, fra helt overskyggede sumpe til helt åbne, fuldt soleksponerede vandhuller. De yngler helst, hvor der ikke er fisk, og hvor de kan lægge æg i et oversvømmet område med græs. Grøn frø lever hele året i fuldt soleksponerede søer med rent vand og mange vandplanter og skov i nærheden. Latterfrø lever i grusgrave, lergrave, kaolingrave, granitbrud og sandstensbrud på Bornholm. Den foretrækker rent vand og mange planter og kan også yngle i søer med fisk. Skrubtudse lever som regel i større søer og vandhuller, der aldrig tørrer ud. Dens haletudser er giftige for eventuelle fisk.

Ud over padderne er følgende fredede arter tæt knyttede til søer: Snog, stor ildfugl og gulgrøn brasenføde. Snog er almindelig i næsten hele landet. Den foretrækker solbeskinnede moser og søer omgivet af skov, hvor den især jager frøer og tudser. Stor ildfugl er formentlig forsvundet fra Danmark. Den holder til i større sumpe, moser og langs vandløb, hvor arter af skræppe er dens værtsplanter (Strausz 2010). Gulgrøn brasenføde er en meget sjælden karsporeplante, der kun findes på ca. 10 lokaliteter. Den er særdeles lyskrævende og vokser derfor på lavt vand i klare, næringsfattige søer.

### **3.8.3 Sammenfatning**

Inddragelse af næringsfattige vandhuller og små søer samt søer, der fungerer som levested for sårbare, truede og beskyttede arter kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten, særligt hvis det drejer sig om de sjældne søtyper lobeliesø (3110) og brunvandet sø (3150).

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til de mest næringsbelastede vandhuller. Såfremt vindmøller placeres her, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7), vil kunne etableres nye søer og vandhuller af en tilsvarende eller højere kvalitet inden for et begrænset tidsrum. En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

## **3.9 Vandløb**

Vandløb er naturlige økosystemer, som dannes, når vand strømmer gennem landskabet. Vandet stammer dels fra den del af nedbøren, som ikke siver ned igennem jorden og danner grundvand eller når at fordampe, dels fra udsivning af mere eller mindre dybtliggende grundvand.

Vandløb findes i alle egne af Danmark med en naturlig tæthed på ca. 1,5 km/km<sup>2</sup>. Langt de fleste af Danmarks ca. 64.000 km vandløb er skabt ved naturlige processer, men dertil kommer et stort antal kunstigt anlagte kana-

ler og grøfter (Wiberg-Larsen m.fl. 2011). Knap halvdelen af vandløbsstrækningerne (28.000 km) er udpeget som § 3-beskyttede vandløb, og i vandplanerne er 22.000 km vandløb udpeget som naturlige. De fleste udpegede § 3-vandløb er naturlige vandløb, som kan være enten regulerede eller uregulerede. Nogle kunstigt anlagte grøfter og kanaler er også taget med, fordi de fungerer som væsentlige levesteder og spredningsveje for dyr og planter.

**Foto 3.9.1.** Vandløb med vandplanter (3260) i Kastbjerg Å.  
Foto: Ole Munch Johansen.



### 3.9.1 Habitattyper

Det skønnes at 90 % af de naturlige vandløbsstrækninger har en tilstand, der er omfattet af definitionen på habitatnaturtypen vandløb med vandplanter (3260). Langs 80 procent af vandløbene findes urtebræmmer (6430) med høj urtevegetation, og ved vandløb med tidvist blottede mudderflader findes naturtypen åmudderbanke (3270) med forekomst af én-årige planter. Åmudderbanke forekommer yderst spredt og typisk kun som få kvadratmeter store flader i større vandløb.

### 3.9.2 Sårbare, truede og beskyttede arter i vandløb

Når man vurderer konsekvenserne af en aktivitet, der forringer eller ødelægger et vandløb, er det af afgørende betydning, om arealet er levested for bilagslistede, fredede og rødlistede arter. Vandløb er levested for 35 fredede, rødlistede og/eller bilagslistede arter. I Danmark er der 14 arter, som er knyttede til vandløb på Habitatdirektivets Bilag II og/eller Bilag IV, og ifølge rødlisten er i alt fire arter knyttet til vandløb truede eller kritisk truede.

**Tabel 3.9.1.** Oversigt over alle Bilag II og/eller Bilag IV arter med særlig tilknytning til § 3-vandløb. Rødlistekategorier: RE = forsvundet, CR = Kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = næsten truet, LC = ikke truet, DD = data utilstrækkelig, NA = vurdering ikke mulig, NE = ikke bedømt.

Art (Dansk)	Art (Latin)	Rødlistet	Fredet	Bilag II	Bilag IV
Odder	<i>Lutra lutra</i>	VU	X	X	X
Vandflagermus	<i>Myotis daubentonii</i>	LC	X		X
Damflagermus	<i>Myotis dasycneme</i>	VU	X	X	X
Grøn kølleguldsmed	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	LC	X	X	X
Laks	<i>Salmo salar</i>	VU		X	
Havlampret	<i>Petromyzon marinus</i>	VU	X	X	
Flodlampret	<i>Lampetra fluviatilis</i>	DD		X	
Bæklampret	<i>Lampetra planeri</i>	LC		X	
Snæbel	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	VU	X	X	X
Dyndsmerling	<i>Misgurnus fossilis</i>	CR		X	
Pigsmerling	<i>Cobitis taenia</i>	LC		X	
Tykskallet malermusling	<i>Unio crassus</i>	NE	X	X	X
Flodperlemusling	<i>Margaritifera margaritifera</i>	NE	X	X	
Vandranke	<i>Lurionium natans</i>	NT	X	X	X

#### Habitatdirektivets arter

De fleste af Habitatdirektivets arter, der er knyttede til søer (Tabel 3.9.1), er sjældne eller meget sjældne, mens nogle få er almindelige og ikke rødlistede.

Langs åer og søer i Jylland findes en vidt udbredt, levedygtig bestand af odder, der nu synes at brede sig til Fyn. På Sjælland viser fund, at odderen findes i et større område end tidligere sporadiske fund kunne indikere.

Vandflagermusen er en af Danmarks almindeligste arter af flagermus. Den er vidt udbredt over hele landet med undtagelse af visse øer, fx Samsø og Læsø. Vandflagermus har typisk sommerkvarterer i hulheder og træer, men den kan også findes i sprækker og hulrum i broer nær vandløb. De foretrukne vinterkvarterer er beskyttede, kølige og frostfrie steder i underjordiske rum med høj fugtighed som kalkgruber, kældre og lignende, men den kan også overvintre i træer med hulheder. De vigtigste kendte overvintringslokaliteter for vandflagermus er Mønsted og Daubjerg kalkgruber i Midtjylland, hvor der overvintre godt 25.000 individer (Søgaard m.fl. 2013).

Damflagermus er en sjælden art med begrænset udbredelse i Danmark med hovedudbredelsesområde i Nordvestjylland omkring Limfjorden, i Midt- og Østjylland. Desuden er der en lille bestand på Lolland-Falster og arten er fundet på Bornholm og Fyn. Damflagermus har typisk sommerkvarter i huse eller hule træer. De foretrukne vinterkvarterer er beskyttede, kølige og frostfrie steder i underjordiske rum med høj fugtighed som kalkgruber, kældre og lignende. De vigtigste kendte overvintringslokaliteter for damflagermus er Mønsted og Daubjerg kalkgruber i Midtjylland, hvor der overvintre ca. 8.000 individer (Søgaard m.fl. 2013).

Fugtige og våde habitater, herunder vandløb, er desuden vigtige fourageringssteder for de fleste andre flagermusarter (se afsnit 5.2).

Grøn kølleguldsmed er en rentvandsart, der yngler i hurtigt strømmende og rene, iltrige vandløb, og den forekommer i fem store vandløbssystemer i Jylland.

Den oprindelige danske laks findes i dag kun i tre jyske å-systemer, hvor den befinder sig, når den skal gyde. Den er afhængig af hurtigt strømmende vand med grus eller stenbund og god vandkvalitet til gydning (Simonsen & Larsen 2004).

Havlampretten forekommer ikke særlig talrigt i Danmark. Den lever det meste af sit liv i havet, men bruger, ligesom laksen, vandløb til gydning og har nogenlunde de samme krav til disse.

Flodlampret er sandsynligvis ret udbredt i det meste af Danmark, især i Vestjylland. Den fører et liv nogenlunde som havlampretten og gyder ligeledes i vandløb på stenet bund.

Bæklampret er udbredt over det meste af landet. Den forekommer især i de jyske vandløb, hvorimod forekomsten er mere spredt på øerne og særligt Sjælland. Den lever hele sit liv i vandløb, og gyder på sand mellem sten i de øvre vandløbsdele, hvor vandet strømmer hurtigt.

Snæbel findes kun i sydvestjyske åer med udløb i Vadehavet, hvor den gyder og de små larver vokser op, inden de vandrer ud i havet.

Dyndsmørling findes i dag kun i den nederste del af Vidåen og muligvis i et område omkring Sølsted mose i Sønderjylland. Den lever i rene, lavvandede vandhuller og småsøer og i vandløb med langsomt flydende, rent vand. Den kræver tilstedeværelse af forskellige vandplanter hele året.

Pigsmørling har en begrænset udbredelse i Danmark, hvor den findes i å-systemer på Fyn, Sjælland og Lolland samt en enkelt forekomst på Als. Pigsmørling har samme krav til levesteder som Dyndsmørling, men ynder sandbund og kan også forekomme i større søer.

Tykskallet malermusling lever i vandløb med stenet, gruset eller sandet bund, hvor vandet er stærkt eller moderat strømmende og af god kvalitet. Tykskallet malermusling har en meget begrænset udbredelse i Danmark. Den er således aktuelt kun kendt fra to vandløbssystemer på Fyn (Odense Å, Stavis Å) og ét på Sjælland (Suså), her endda kun fra to lokaliteter i Torpe Kanal.

Flodperlemusling er i nyere tid kun registreret på en strækning af Varde Å øst for Varde. Det ser ud til, at arten her er ophørt med at reproducere sig i lighed med situationen i mange andre europæiske vandløb. I forbindelse med restaurering af en strækning af Varde Å i 1970'erne blev det konstateret, at arten stadig er til stede, men at forekomsten udelukkende består af ældre individer, som sandsynligvis ikke længere reproducerer sig (Pihl m.fl. 2000) – muligvis er den forsvundet siden hen.

Vandranke vokser i næringsfattige, gerne rentvandede vandløb og kanaler med langsomt flydende vand, i småsøer med stillestående vand og på bunden af klitsøer. Arten har altid været sjælden i Danmark og er kun fundet i Vestjylland fra Nissum Fjord til Ribe.

#### **Rødlistede arter**

De fleste af de artsgrupper med rødlistede arter, der er stærkt knyttede til vandløb, er dækket af de bilagslistede arter. Den største af disse artsgrupper er dog bladbillerne (Tabel 3.9.2). Ingen af disse er decideret truede, men de er alle sjældne.

**Tabel 3.9.2.** Oversigt over de 8 artsgrupper, der har det største antal rødlistede, fredede eller bilagslistede arter med særlig tilknytning til vandløb. For hver af disse grupper vises desuden nøgletal samt fordelingen af arter på rødlistekategoriene. Efter Wind og Pihl (2004).

Familie/Art	Antal rød-, fredede el.		Antal arter i DK	Forsvundet (RE)	Kritisk truet (CR)	Truet (EN)	Sårbar (VU)	Næsten truet (NT)	Total
	bilagsarter i denne nat.typ.	Antal rød. arter i DK							
Bladbiller	4	59	266	0	0	0	0	1	2
Lampretter	3	3	3	0	0	0	33	0	33
Vandaks-familien	3	8	20	0	0	5	5	5	15
Laksefamilien	3	4	10	0	0	0	30	0	30
Smerling-familien	2	2	2	0	50	0	0	0	50
Flod-guldsmede	2	2	3	0	0	0	0	33	33
Barnæser	2	17	17	0	0	0	6	0	6
Smerling-familien	2	1	2	0	100	0	0	0	100

### Fugle

Vandløb med stejle brinker er ynglehabitat for isfugl, der er på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I.

### Fredede arter

Alle fredede arter med stærk tilknytning til vandløb er også bilagslistede. Se ovenstående afsnit og Tabel 3.9.1. Nogle af de fredede padder færdes jævnligt ved eller i vandløb (se afsnit 3.8).

### 3.9.3 Sammenfatning

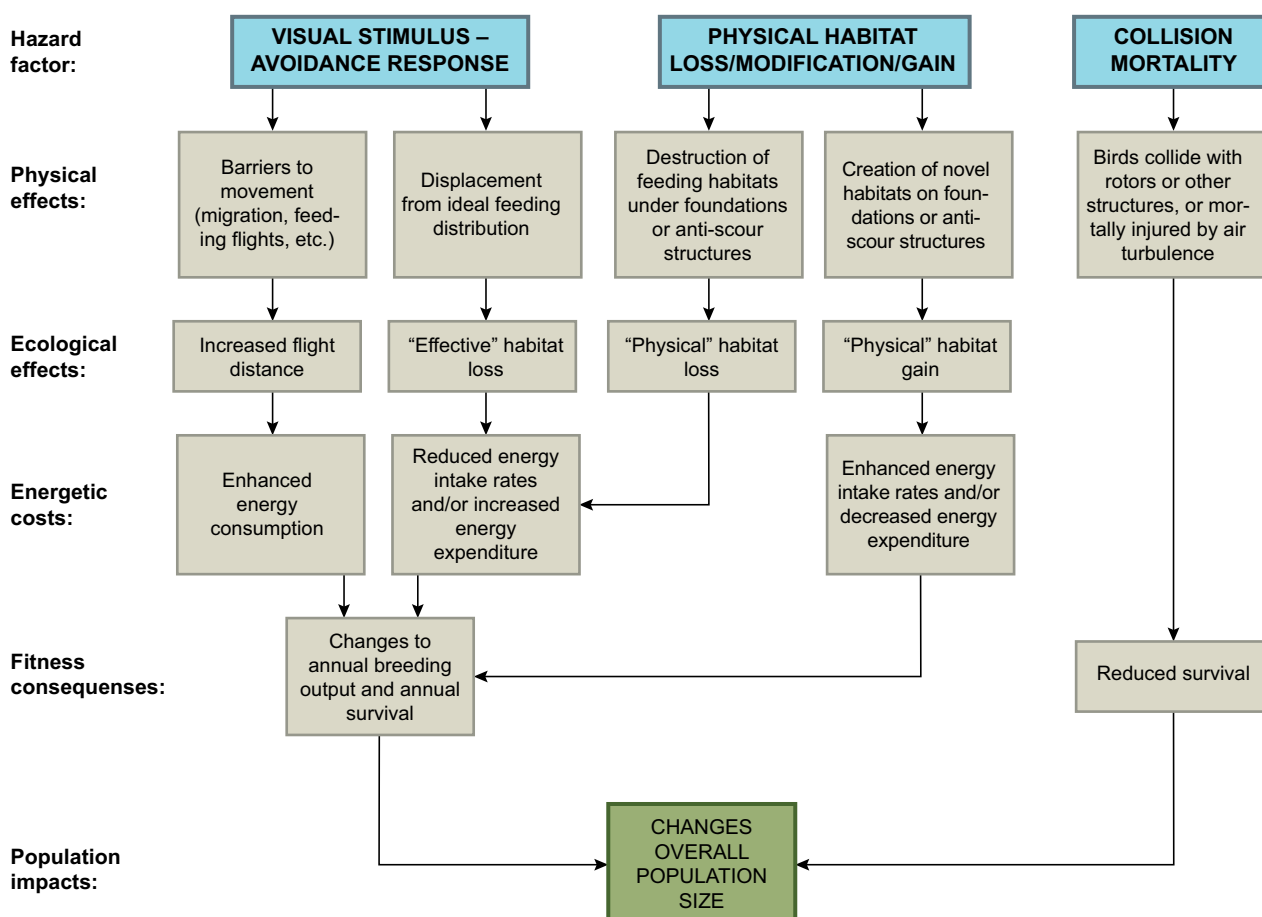
Arealinddragelse og forringelser af kvaliteten af vandløb, der fungerer som levested og/eller spredningsveje for sårbare, truede og beskyttede arter, kan have væsentlige negative konsekvenser for biodiversiteten. Omtrent halvdelen af de danske vandløbsstrækninger har en tilstand, der lever op til definitionen på vandløb med vandplanter (3260), og forringelse af disse vandløb er i modstrid med ønsket om at opretholde eller genoprette gunstig bevaringsstatus for habitatnaturtypen.

Risikoen for negative konsekvenser for biodiversiteten kan mindskes betydeligt ved at begrænse opsætningen af vindmøller til vandløb, der er massivt påvirkede af menneskelige aktiviteter som fx udretning, rørlægning, grødeskæring, spærringer, vandindvinding og/eller udledning af spildevand. Såfremt vindmøller placeres langs sådanne vandløb, vurderer vi, at der ved en hensigtsmæssig udlægning af erstatningsarealer (se kapitel 7) vil kunne etableres nye vandløbsstrækninger af en tilsvarende eller højere kvalitet inden for et begrænset tidsrum. En endelig vurdering af konsekvenserne forudsætter dog en konkret feltbaseret kortlægning med henblik på at dokumentere eventuelle forekomster af sjældne og truede arter i et projektområde, den landskabsmæssige sammenhæng og identifikation af mulige erstatningsområder.

## 4 Konsekvensvurderinger – fugle

### 4.1 Effekter og påvirkninger

Inden man begynder at beskæftige sig med, hvilke effekter og påvirkninger det vil afstedkomme, hvis der gives tilladelse til opstilling af vindmøller i § 3-områder, er det vigtigt at definere termene "effekter" og "påvirkninger". Generelt skelnes mellem umiddelbare effekter og påvirkninger af fugleforekomster eller bestande (på engelsk: "effects" og "impacts"; Fox m.fl. 2006). Denne skelnen er vigtig, fordi effekter og påvirkninger relaterer sig til forskellige processer (Fig. 4.1), hvor tydelige effekter ikke nødvendigvis udmønter sig i påvirkning af forekomster eller bestande. Med andre ord er påvirkninger i biologiske sammenhænge den ultimative ændring i forekomster eller bestande, der er et resultat af den umiddelbare respons, som et individ udviser over for en handling eller en stimulus, som eksempelvis kan være det habitattab eller et antal kollisioner, som en vindmøllepark bevirker (Fig. 4.1).



**Figur 4.1.** Diagram som beskriver de tre hovedrisikomomenter (grønne bokse) for fugle i relation til vindmøller, de fysiske og økologiske effekter, de energetiske og fitness-relaterede konsekvenser samt de endelige påvirkninger på bestandsniveau (blå bokse). Efter Fox m.fl. 2006.

### Vurdering og beregning af påvirkning af forekomster og bestande?

Når man skal vurdere påvirkninger af forekomster og bestande, er det vigtigt, at man indledningsvis bestemmer sig for den skala, som man vil vurdere påvirkningerne i forhold til, da det har betydning for graden af påvirkning. Hvis man fx når frem til, at 100 fugle af en given art kolliderer med

vindmøller i et område ud af en lokal forekomst på 1.000 fugle, som igen er en del af en bestand på 50.000, er det åbenlyst, at en større del af den lokale forekomst påvirkes end den samlede bestand.

Det anbefales, at man som minimum og i det omfang det er muligt, foretager vurderinger af påvirkninger på tre niveauer (fx Kahlert m.fl. 2011):

*Bestanden.* Dette er i princippet hele bestanden, som fx kan omfatte alle individer i den såkaldte flyway-bestand (trækvejsbestand) eller biogeografiske bestand (dvs. en særskilt samling af individer uden betydelig ud- eller indvandring, bruges især om vandfugle).

*National forekomst.* De nationale forekomster er en lidt kunstig enhed for højmobile arter som fugle, idet fuglebestande eller -forekomster sjældent er knyttet til bestemte lande. Vurderinger på en national skala er imidlertid en relevant enhed, fordi myndighedernes artsforvaltning, vurdering af bevaringsstatus samt rødlistearbejde er relateret til nationale forekomster.

*Lokal forekomst.* Spørgsmålet om påvirkning af lokale forekomster rejser sig typisk i forhold til Natura 2000-områder (Kahlert m.fl. 2010), men kan også have betydning andre steder. Bestemmelse af, hvor stor en forekomst reelt er, er imidlertid en udfordring, fordi fugle er meget mobile.

I de fleste danske landbaserede vindmølleprojekter, hvor fugle er et tema, vurderes kollisionsrisiko og tab af levested ud fra den eksisterende eller generelle viden om fuglenes forekomster, flyvehøjder og adfærd i et område. Oftest vurderes samtidig påvirkningen af bestanden af fugle ud fra den samlede vurdering af tab af levested og antallet af potentielle kollisioner. At der som regel kun foretages kvalitative vurderinger i Danmark, skyldes formentlig, dels at vindmølleparker typisk ikke placeres i nærheden af vigtige fugleområder eller trækruter og derfor med en vis rimelighed ikke afstedkommer yderligere underbyggende analyser, dels at det er en kompliceret sag at kvantificere påvirkning af forekomster og bestande.

For eksempel er det vanskeligt i praksis at omsætte ekstra habitattab og barriereeffekter (fugle der undgår vindmølleparker og flyver en omvej) til ændringer i størrelsen af bestande eller forekomster (påvirkningen), fordi det er en indirekte påvirkning, der kan medføre en negativ energibalance hos fuglene, som bevirker en reduceret reproduktion og/eller forøget dødelighed (jf. Fig. 4.1). Der er gjort enkelte forsøg på at foretage sådanne omregninger (Masden 2010b). På grund af kompleksiteten i dette aspekt beror sådanne udredninger imidlertid typisk på vurderinger, herunder bl.a. om der findes brugbare alternative yngle- eller fourageringsmuligheder. Påvirkninger forårsaget af antallet af kollisioner, hvor der fjernes individer fra en bestand eller forekomst, er lettere at behandle, fordi der er tale om en direkte påvirkning af bestande eller forekomster. Her er der derfor en mere udbredt brug af beregningskoncepter, der kan udlede størrelsesordenen af en evt. påvirkning af bestande eller forekomster, dog ofte med stor usikkerhed (se afsnit 4.3).

I forhold til bestande og forekomster af ynglende fugle, som der ofte foreligger relativt præcise tal for, er det ofte vanskeligt at fastslå størrelsen af nationale eller lokale forekomster af rastende fugle, fordi der igennem en rasteperiode (fx en vinter) sker en udskiftning af fugle i et område. Man kan i mangel af præcise estimater for denne udskiftning anvende det maksimale antal fugle, der er observeret igennem en rasteperiode, som et udtryk for en lokal forekomst. For enkelte velundersøgte arter er det muligt at anvende en korrekti-

onsfaktor, der tager højde for udskiftning af fugle på en lokalitet. Meget tyder på, at det reelle antal rastende fugle i et område er væsentlig højere end det maksimale antal optalt over en periode (Frederiksen m.fl. 2001).

Følsomheden over for påvirkninger fra vindmøller er dog ikke nødvendigvis proportional med antallet af fugle, der påvirkes i forhold til størrelsen af bestanden eller forekomsten. De fremherskende populationsdynamiske parametre hos en art spiller således en afgørende rolle. I udgangspunktet er langlivede arter med høj voksenoverlevelse og lav årlig reproduktion (svaner, gæs, mange rovfuglearter) de mest følsomme over for ekstra dødelighed (Saether & Bakke 2000), fx forårsaget af vindmøller. Derimod er kortlivede arter med lav voksenoverlevelse og høj årlig reproduktion (mange småfuglearter) mindre følsomme. I udgangspunktet vil arter i fremgang være mere robuste over for ekstra dødelighed end arter i tilbagegang (se dog Noer m.fl. 2009).

I forhold til vurderinger af, hvor store påvirkninger fra vindmøller bestande eller forekomster af fugle kan tåle, er der i de senere år i stigende grad anvendt en beregningsmodel, der oprindeligt er udviklet for havpattedyr: den såkaldte PBR-model (fx Sugimoto & Matsuda 2011). PBR er en forkortelse for "Potential Biological Removal" og er et mål for den ekstra ikke-naturlige mortalitet, en bestand kan pådrage sig, samtidig med at det fortsat er bæredygtigt (Wade 1998). Når en model udviklet til havpattedyr også finder anvendelse i sammenhæng med fugle, skyldes det, at de populationsdynamiske mekanismer for bestandene grundlæggende er de samme på tværs af organismer (Dillingham & Fletcher 2008, Mosbech m.fl. 2009). Fordelen ved en PBR-model er, at man blandt de populationsdynamiske parametre kun har brug for at vide noget om de voksne fugles overlevelse og alderen, hvor de yngler første gang. Det beregnede bæredygtige antal individer, en bestand eller forekomst kan bære, uden at det fører til en generel nedgang, kan derefter sammenholdes direkte med fx det antal kollisioner, en bestand eller forekomst påføres.

En svaghed ved PBR-modellen er, at der i beregningen indgår en faktor, som er et udtryk for, hvor god en evne en art har mht. at komme tilbage på samme niveau efter en tilbagegang (såkaldt: "recovery factor", som er et tal mellem 0 og 1 fastsat ud fra en subjektiv bedømmelse). En analyse af denne faktors følsomhed over ændringer (sensitivitetsanalyser) har vist en overordentlig stor følsomhed, så det er helt afgørende for udkommet af en modelberegning (Kahlert 2011). Det betyder, at hvis man ikke vurderer rigtigt på denne "recovery factor", bliver den endelige vurdering af, hvor store ændringer en bestand kan tåle, fejlbehæftet.

Alternativt kan man anvende en såkaldt aldersstruktureret matricemodel, der dog kræver et betydeligt kendskab til de populationdynamiske parametre, der er relateret til overlevelse og reproduktion i forskellige livsstadier hos fugle (Caswell 2001). Ændringen, som en bestand eller forekomst kan tåle, er her særlig følsom over for ændringer i voksenoverlevelsen og, i særdeleshed i relation til langlivede arter. Det er derfor afgørende, at denne parameter, der dog trods alt typisk er baseret på konkrete undersøgelser og ikke en subjektiv bedømmelse, estimeres korrekt.

Der findes så vidt vides kun et enkelt eksempel på, at såkaldt individbaseret modellering har været anvendt til at beregne den samlede påvirkning af både habitattab og kollisioner for en fuglebestand (Masden 2010b). I det konkrete eksempel med blå kærhøg havde habitattabet noget overraskende større betydning end antallet af kollisioner. For at kunne foretage sådanne modellerin-



ger er det afgørende, at der findes særdeles detaljeret viden om, hvorledes artens adfærd er i forhold til vindmøller samt bestandsmæssige forhold. Derudover kræver det specifikke scenarier for antal og type af møller.

### **Påvirkning af fuglene ved opstilling af vindmøller i § 3-områder**

Ud fra ovenstående betragtninger er det tydeligt, at forudsætningerne for at foretage en robust analyse af de samlede påvirkninger af fugle ved opstilling af vindmøller i § 3-områder for hver enkelt naturtype eller for den sags skyld for hver art ikke er til stede. Ud over manglen på fugledata med høj detaljeringsgrad er det vanskeligt at forudsige, i hvor stort omfang vindmøller vil blive opstillet i § 3-områder, hvilket er afgørende for at kunne forudsige effekter og påvirkninger med nogenlunde sikkerhed. En ukendt faktor er for eksempel det incitament, der potentielt kan være mht. at opstille vindmøller i § 3-områder, fordi jorden i sådanne områder ofte vil være mindre værd end i det omgivende agerland. Derfor vil erstatninger til lodsejere være mindre, hvis man kan opstille en større andel af vindmøllerne i konkrete projekter i § 3-områder, med mindre der bliver krav om etablering af erstatningshabitat, som kan forrykke balancen mht. omtalte incitament.

Hvis man giver mulighed for at tillade opstilling af vindmøller i § 3-områder, bør hovedspørgsmålet snarere være, om man kan imødegå evt. utilsigtede påvirkninger af fuglene, idet man ikke med nogenlunde rimelighed sikkerhed kan forudsige effekter og påvirkninger ud fra de nuværende omstændigheder. Spørgsmålet om imødegåelse af utilsigtede effekter og påvirkninger er behandlet i kapitel 8.

Når det er sagt, så er der givetvis en del mindre § 3-områder i Danmark, hvor der kan opsættes vindmøller, uden at det påvirker fuglearter, der måske er omfattet af beskyttelseskrav, fordi de normalt ikke forekommer i betydeligt antal på stedet. Der vil derimod altid forekomme effekter på almindeligt forekommende arter, uden særlige beskyttelsesbehov, i form af habitattab og kollisioner. Under sådanne omstændigheder vil man formentlig også i mange tilfælde nå frem til, at det enkelte vindmølleprojekt isoleret set ikke fører til væsentlige påvirkninger af fuglene. Selvom man måtte tilstræbe kun at dispensere fra beskyttelsen af § 3-områder i tilfælde hvor ingen fuglearter, pga. ringe forekomst, umiddelbart vurderes at kunne blive negativt påvirket af vindmøller, så vil der generelt være nogle faglige betænkeligheder i forhold til fuglene. Først og fremmest er der spørgsmålet om de kumulerede effekter og påvirkninger. Dette behandles mere indgående i kapitel 10.

Dernæst er det sådan, at der i § 3-områder findes en række arter, som har nogle specielle krav til levestedet. I et eksempel fra Orkneyøerne tyder modelberegninger for blå kærhøg på, at habitattabet ved en udbygning af vindkraft i artens yngleområder vil blive den dominerende påvirkning (Masden 2010b), formentlig fordi arten er begrænset af egnede ynglebiotoper. En sådan begrænsning er formentlig fremherskende for en del arter, fordi de har en udpræget habitatspecialisering. Det vurderes derfor, at det for mange fuglearter er yderst forsimplet at anskue de overordnede naturtyper som levesteder, som de frit kan skifte imellem. Mange fuglearter har således et begrænset potentiale for selv at kompensere for det habitattab, der sker, hvis et § 3 område inddrages til opstilling af vindmøller. Hvis fx en engfugl oplever et sådant habitattab på dens ynglelokalitet, er det ikke sikkert, at engen ved siden af, der ikke berøres af vindmølleprojektet, er egnet som ynglehabitat – se eksempler på visse engfugles specifikke habitatkrav i Clausen & Kahlert (2010). Dette kan naturligvis også påvirke mulighederne for med succes at etablere erstatningshabitat (se kapitel 8).

For nogle af naturtyperne vil § 3-områderne i mange tilfælde og især i forhold til Natura 2000-områder have større fugletætheder end det omgivende agerland, hvilket gør dem særligt værdifulde for fugle. Derudover skal man ikke undervurdere § 3-områdernes samspil i fuglemæssig henseende med især agerlandsområder. I forlængelse af dette vurderes det, at der formentligt er meget få, hvis overhovedet nogen, fuglearter i agerlandet, der kan klare sig helt uden småbiotoper og herunder § 3-områder. Det skyldes helt basale krav som adgang til vand, tilstedeværelse af træer og buske i tilknytning til § 3-områder, der kan bruges som sangposter samt adgang til fourageringsområder, redemuligheder og prædationsbeskyttelse. Et godt eksempel på dette samspil er agerhøne, der er en agerlandsspecialist, dvs. at den befinder sig udelukkende i agerlandet samt de tilhørende småbiotoper og § 3-områder i hele dens livscyklus. Agerhøne er en art, der er gået markant tilbage i det meste af Europa over de sidste 50 år. Mange anser intensiveringen af landbruget som hovedårsagen til tilbagegangen (Krebs m.fl. 1999, Chamberlain m.fl. 2000, Donald m.fl. 2001, Newton 2004). Ét vigtigt element blandt flere, som givetvis har spillet en rolle for tilbagegangen, er reduktionen i antallet af småbiotoper (Agger & Brandt 1988, Brandt 2004), hvor mange af de for agerhøne vigtige kantzoner omkring vandhuller (§ 3-områder) er forsvundet i takt med, at vandhullerne er forsvundet. Agerhøne udviser således stor præference for sådanne udyrkede bræmmer (Salek m.fl. 2004, Buner m.fl. 2005, Tillmann 2006), formentlig fordi de har brug for disse lysåbne habitater med urtevegetation til fouragering samtidig med, at disse også yder beskyttelse mod prædatorer samt giver mulighed for en egnet redeplacering. Grundet de vanskelige levevilkår for agerhøne i Danmark er der udarbejdet en forvaltningsplan for arten, hvor der er fokus på at skabe incitament til at netop den lysåbne urtevegetation kan få større udbredelse i agerlandet (Uldal & Bald 2012). På den måde går forslaget om eventuel opstilling af vindmøller i § 3-områder imod forvaltningsplanens intentioner, med mindre der kan etableres tilsvarende habitat andetsteds.

## 4.2 Barriereeffekter

Vindmølleparker kan udgøre en barriere for fugle i forbindelse med lokale og sæsonmæssige trækbevægelser, vis møllerne forårsager, at fuglene ændrer deres trækroute og/eller trækhøjde (se Figur 4.1). Problemstillingen er kun undersøgt i begrænset omfang, men Hötter m.fl. (2006) angiver 81 fuglearter, især gæs, traner, vadefugle og spurvefugle, som synes at være særligt påvirkede af denne effekt. Det er således et almindeligt fænomen, men fortsat uvist, i hvilket omfang barriereeffekter kan påvirke fuglenes energiforbrug under deres træk og evt. timingen af trækket. Barriereeffekten må dog formodes at have størst betydning i de tilfælde, hvor en vindmøllepark placeres mellem fx en overnatningsplads og vigtige fourageringsområder, der giver anledning til daglige passager. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at selvom barriereeffekter potentielt kan forårsage et øget energiforbrug, så er resultatet af undvigeresponsen omvendt, at den reducerer risikoen for kollisioner.

## 4.3 Habitattab

Det habitattab, der sker ved opstilling af vindmøller, skyldes henholdsvis det fysiske habitattab og de artsspecifikke forstyrrelses effekter. Det fysiske tab af habitat skyldes den plads, der inddrages til fundamenter, befæstede udenomsarealer og adgangsveje. Generelt kan man sige, at det fysiske habitattab som regel har en meget lille betydning for fugle, med mindre fx redeforbrug af fåtallige arter ødelægges på det areal, hvor en vindmøllepark

etableres. Da § 3-områder ofte er små områder, vil den relative betydning af et arealtab ved en etablering af vindmøller i et § 3 område dog kunne udgøre en meget stor andel eller hovedparten af det enkelte § 3 område.

Da de fleste fuglearter undgår vindmøller i et vist omfang vil dette forårsage et habitattab, som ofte vil være mange gange større end det rent fysiske habitattab. En følge af forstyrrelseseffekter kan være, at en fugleart ikke udnytter den føde eller de ynglehabitater, der ellers ville være til rådighed for den. Derved kan områdets bæreevne for arten blive nedsat, og den samlede bestand kan blive mindre, end den ville have været uden forstyrrelser (Laursen & Holm 2011). Erfaringer fra arbejdet med danske landbaserede vindmøllerparker viser da også, at det som oftest er forstyrrelseseffekten, der bør tillægges størst betydning, når mulighederne for opstilling af vindmøller vurderes.

#### **4.3.1 Forstyrrelseseffekter**

De fleste fuglearter undgår vindmøller i et vist omfang. Denne udelukkelse fra områder pga. den forstyrrelse, som vindmøller udgør, giver et ekstra habitattab oveni det fysiske habitattab, hvor førstnævnte kan være mange gange større. En følge af forstyrrelseseffekter kan være, at en fugleart ikke udnytter den føde eller de ynglehabitater, der ellers ville være til rådighed for den. Derved kan områdets bæreevne for arten blive nedsat, og den samlede bestand kan blive mindre, end den ville have været uden forstyrrelser (Laursen & Holm 2011).

En afgørende parameter i forbindelse med vurdering af vindmøllers effekt på fuglenes forekomst er, i hvor stor en afstand vindmøllerne vil forstyrre fuglene. Det vil sige, i hvilken afstand møllerne vil hindre eller nedsætte fuglenes mulighed for at yngle, raste og fouragere. Det er både vindmøllers tilstedeværelse, højden, turbulensen og rotorbladernes bevægelser, der kan give en forstyrrende effekt på fugle. Hertil kommer, at mange fugle holder en naturlig afstand til strukturer i landskabet, hvorfor adgangsveje og luftførte elkabler ligeledes har en forstyrrende effekt (Reijnen m.fl. 1996, Pearce-Higgins m.fl. 2009). Den samlede infrastruktur i en vindmøllepark kan derfor påvirke et områdes bæreevne og et evt. habitattabs samlede størrelse i betydeligt omfang.

Det lader sig ikke gøre på forhånd at bedømme omfanget af forstyrrelseseffekter alene ud fra forekomsten eller sammensætningen af naturtyper eller beskyttede områder. Generelt gælder det dog for § 3-områdernes naturtyper, at de ofte har lav bevoksning og dermed især tiltrækker fugle tilknyttet det åbne land. Dette forstærkes i høj grad af, at områderne ofte ligger i tilknytning til fx vådområder eller landbrugsarealer og derfor samlet set kan udgøre gode yngle- og fourageringsområder for især vandfugle, rovfugle og spurvefugle (Hötker m.fl. 2006, Madsen & Boertmann 2008, Pearce-Higgins m.fl. 2009).

En sammenligning af flere studier viser, at det for mange arter varierer meget, hvor lang afstand de holder til vindmøller (Hötker m.fl. 2006). Det skyldes, at der er flere faktorer, der har indflydelse på dette. Der kan være landskabs-elementer nær nogle vindmøller, som visse fuglearter ikke ønsker at komme i nærheden af, fx bygninger, hegn mv., og som kan være fraværende ved andre. Samme art kan fx også reagere forskelligt, alt efter om det er indenfor eller udenfor ynglesæsonen. Der er således ikke noget entydigt billede af, hvilke forstyrrelseseffekter vindmøller giver.

En anden faktor er højden af mølletårnet. For nogle arter er responsen den samme uanset vindmøllens størrelse, mens der for andre arter er en negativ eller positiv sammenhæng (Hötker m.fl. 2006). Der er dog ingen tvivl om, at en stor del af den variation i en fuglearts respons på vindmøller, som litteraturen beskriver, til en vis grad skyldes, at møllehøjden i de enkelte studier er forskellige. Et eksempel er for vibe, hvor der uden for ynglesæsonen er en tydelig sammenhæng mellem møllehøjde og afstand til fuglene. Hötker m.fl. (2006) viser således, at fuglene holder en afstand på ca. 200 m til 40 meter høje møller, men fordobles møllehøjden til 80 m, øges afstanden til ca. 600 m. Med andre ord stiger afstanden til disse fugle med 10 m hver gang man forhøjer møllehøjden med én meter (1:10). Samme respons ses ved stor kobbersneppe, men med en faktor 1:3 (Hötker m.fl. 2006). Clausager & Nøhr (1995) fandt ligeledes, at større møller synes at have en større skræmmende effekt på fuglene. Omvendt er det påvist, at spurvefugle kan opholde sig tættere på høje end på lave vindmøller, sandsynligvis fordi rotorhøjden er længere væk fra jorden ved høje vindmøller end ved lave møller (Hötker m.fl. 2006).

Som det fremgår af ovenstående, er det ikke muligt for enhver art at vurdere et habitattab alene på baggrund af møllens størrelse. Dette forudsætter indgående kendskab til lokale forhold, herunder sammensætningen af fuglearter og deres individuelle responsafstand, ligesom konfigurationen af mølleparken (fx møllernes indbyrdes afstand) kan have betydning for, i hvilket omfang fuglenes udnyttelse af området begrænses.

#### **Rastende og fouragerende fugle**

Flere forskellige undersøgelser har vist, at rastende og fouragerende fuglearter responderer kraftigere på vindmøller og holder længere afstand til dem end ynglefugle (Clausager & Nøhr 1995, Hötker m.fl. 2006). En del af forklaringen kan være, at ynglefugle ofte optræder enkeltvis, mens rastefugle ofte optræder i flok. Jo større flokken er, des større afstand holder fuglene til forstyrrelseskilden (Laursen & Holm 2011, Laursen m.fl. 2005, Bregnballe m.fl. 2009a). En anden forklaring er det faktum, at flyvende fugle i en vis udstrækning reagerer på afstand af vindmøller, hvilket kan medvirke til, at antallet af fugle, der vil lande og fouragere i nærheden af møller, reduceres. Ved Tjæreborg blev der eksempelvis dokumenteret en reaktionsafstand på 800 m for flyvende hejler (Pedersen & Poulsen 1991), mens en undersøgelse af hejler i Holland viste en reaktionsafstand på 100 m (Winkelman 1994).

Generelt synes flokke af rastende og fouragerende andefugle at være mindre følsomme overfor vindmøller end flokke af rastende og fouragerende vade-fugle (Clausager & Nøhr 1995, Percival 2005, Hötker m.fl. 2006), idet andefuglene udviser reaktionsafstande på under 400 m, og vadefuglene stor regnspeve, hejle og vibe på op til 500-800 m. Ynglende fugle, også vadefugle, synes at være mere tolerante overfor vindmøller (Clausager & Nøhr 1995, Hötker m.fl. 2006). De store reaktionsafstande for vadefuglenes vedkommende er registreret over for større vindmøller (2 MW møllen i Tjæreborg). Spidsænder reagerede ud til en afstand på 400 m fra Tjæreborg møllen (Pedersen & Poulsen 1991), mens erfaringer fra Tunø Knob antyder, at små flokke af ederfugle stort set ikke reagerede på tilstedeværelsen af 500 kW vindmøller (Guillemette m.fl. 1998), og forekomsten af kortnæbbede gæs påvirkedes kun ud til 100 m fra en større vindmøllepark med 700 kW møller ved Klim nær Vejlerne (Madsen & Boertmann 2008).

En sammenligning af 127 studier af vindmøllers effekt på 40 forskellige arter påviste en generel signifikant negativ respons fra gæs (sædgås, blisgås, grå-

gås og bramgås), pibeand, vibe, hjejle og rød glente (Hötker m.fl. 2006). Omvendt viser stære som den eneste art en signifikant positiv respons på vindmøller. Mange arters respons på vindmøller er dog slet ikke undersøgt, især rovfuglearter, storke og traner.

### **Ynglefugle**

Ynglefugle kan respondere på en vindmølle ved at have en reduceret tæthed af reder/territorier i en vis afstand fra møllerne. En nyere undersøgelse af mindre vindmøller på 30-70 meter viser, at hedeheg kan have en reduceret yngletæthed på 52 % 500 meter fra møllerne (Pearce-Higgins m.fl. 2009). Samme undersøgelse viser, at afstanden til vindmøllerne var signifikant negativt korreleret med tilstedeværelsen af ynglende musvåge, hjejle, dobbeltbekkasin, stor regnspeve, engpiber og stenpikker, mens der ikke kunne påvises lavere tæthed af ynglende vibe og sanglærke i forbindelse med møllerne. Hötker m.fl. (2006) konkluderer, at vindmøller giver vindmøller en negativ signifikant respons fra vadefugle og jagtbare arter, men at nogle spurvefugle godt kan reagere signifikant positiv, fx kærsanger og rørspurv, muligvis på grund af ændret brug af områderne under møllevingerne i driftsfasen i forhold til perioden før møllerne blev opstillet.

### **Habituering**

Der kan forekomme tilvænnning til vindmøller over en årrække. Det er dokumenteret ved studier af fouragerende kortnæbbede gæs i Nord- og Vestjylland, på Klim Fjordholme (600 kW-møller, 45 m høje), ved Vester Torup (225 kW-møller, 31,5 m høje) og ved Velling Mærsk (75 kW-møller, 21-31,5 m høje) (Larsen & Madsen 2000, Madsen & Boertmann 2008). Ved alle tre lokaliteter blev de første undersøgelser foretaget i 1998 og 2000. Disse blev gentaget i 2008. Vindmølleparken ved Vester Torup består af en enkelt række vindmøller.

Undersøgelserne viste, at de kortnæbbede gæs ved Klim Fjordenge i 1998 holdt sig væk fra selve mølleparkområdet og ud til en afstand af ca. 200 m. Ved en opfølgende undersøgelse i 2008 holdt gæssene sig stadig fra selve mølleområdet, men fandtes da ind til en afstand af 100 m fra møllerne. Ved Vester Thorup udnyttede de kortnæbbede gæs arealerne ind til en afstand af 125 m i 1998. Den tilsvarende afstand var i 2008 reduceret til en afstand af 50 m fra møllerne. Ved Velling Mærsk udnyttede gæssene arealerne ind til en afstand af 100 m fra parken i 2000. Denne afstand var i 2008 reduceret til 40 m, og gæssene sås på dette tidspunkt fouragerende imellem vindmøllerne i parken, med en afstand på ca. 30 m til møllerne (Larsen & Madsen 2000, Madsen & Boertmann 2008).

Gæssene har altså over en årrække vænnet sig til møllerne, men holder stadig en større afstand på 100 m til de største møller på 600 kW. Forklaringen kan være, at de større møller har et større rotorareal, større turbulens og støjer mere. Der er så vidt vides ikke lavet studier på større møller, men det er sandsynligt, at gæssene altid vil holde en større afstand til større møller.

Effekten af etablering af en terrestrisk vindmøllepark på fouragerende sangsvaner blev undersøgt omkring en vindmøllepark ved Overgård Gods ved Mariager Fjord. I dette område sås flokke af sangsvaner fouragere ned til 17 m fra 1,65 MW møller efter en driftsfase på få år (Clausen & Larsen 1999, Clausen & Bøgebjerg 2006).

### 4.3.2 Diskussion

De mange studier af fugles reaktioner på vindmøller viser, at der er meget stor variation mellem undersøgelserne, og at det derfor kan være vanskeligt at forudsige arternes eventuelle habitattab. De undersøgelser, der er lavet, viser dog i grove træk, at større fugle reagerer kraftigere end mindre fugle, og at det især er vadefugle, andefugle og rovfugle, der reagerer og får nedsat deres mulighed for at yngle, raste eller fouragere i en zone omkring vindmøller. Dette betyder dog ikke, at andre fuglearter ikke kan være følsomme overfor vindmøller, da mange arters reaktioner på møller slet ikke er undersøgt. Samtidig mangler vi undersøgelser af fugles reaktioner på de nyere møller, der er signifikant højere og har større rotordiameter end de møller, der er beskrevet i de fleste af de nuværende studier. Her må det generelt antages, at for de arter, der er følsomme overfor vindmøller, gælder det, at forstyrrelseszonen omkring møllerne er proportional med møllernes højde, dvs. jo højere møller jo større habitattab.

De mange faktorer, der har indflydelse på habitattabet, betyder, at en egentlig udredning af konsekvenser og habitattab bør vurderes fra sag til sag ud fra følgende:

Før opstilling bør fuglenes brug af området kortlægges. Hvis den eksisterende viden vurderes at være utilstrækkelig, indebærer dette en kortlægning af ynglefugle og en kortlægning af arternes raste- og fourageringsområder.

Fokus skal rettes på arter, der er rødlistede, på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet eller er ansvarsarter (Gullistede). Studier har vist, at mange almindelige og talrige arter af spurvefugle ikke reagerer på vindmøller, og det vil derfor ikke være formålstjenstlig at fokusere på disse (Hötcker m.fl. 2006).

Hvis der er fokusarter i området, bør habitattabet vurderes ud fra den tilgængelige viden om arten eller ud fra viden om lignende arter, såfremt arten ikke specifikt er undersøgt. Som eksempel kan det være rimeligt at antage, at ynglende hejle og ynglende tinksmed vil udvise nogenlunde samme respons overfor vindmøller. Der skal her også korrigeres for andre landskabs-elementer, som visse fuglearter ikke ønsker at komme i nærheden af, fx levende hegn, bygninger, veje mv.

Det vurderes herefter, om arterne kan tåle et habitattab ud fra viden om bestandene, deres sårbarhed og deres bevaringsstatus. Heri indgår en vurdering af, hvorvidt erstatningshabitater kan kompensere for det tabte areal, samt viden om habituering.

## 4.4 Kollisioner

Selvom der allerede i den indledende fase af planlægningen af en kommende vindmøllepark tages omfattende hensyn for at minimere risikoen for kollisioner mellem fugle og vindmøller, vil disse uvægerligt forekomme. Det vil derfor næppe være muligt helt at undgå kollisioner med fugle uanset, hvor vindmøller opstilles, men generelt synes omfanget af kollisioner at være begrænset. Der er foretaget mange kollisionsundersøgelser i udlandet gennem de sidste ca. 30 år. I en sammenstilling fra 44 studier viste Kahlert (2013) således, at kollisionsraten i 41 % af tilfældene var mindre end 1 fugl pr. mølle pr. år, i 32 % af tilfældene 1-10 kollisioner pr. mølle pr. år, i 23 % af tilfældene 11-50 kollisioner pr. mølle pr. år, og i 5 % af studierne var kollisionsraten mere end 50 fugle pr. mølle pr. år. Der findes dog undtagelser, idet vise arter

synes særligt udsatte for kollisioner med vindmøller. Dette gælder eksempelvis i de tilfælde, hvor møller er opstillet i områder med tætte bestande af havørne og gribbe (Lekuona & Ursúa 2006, Bevanger m.fl. 2009).

Uden viden om, hvor mange fugle, der er i risiko for at kolliderer med møllerne, udgør sådanne kollisionsrater dog en forsimplet fremstilling af den samlede kollisionsrisiko forbundet med placeringen af en vindmøllepark. En lang række faktorer er således betydende for omfanget af kollisioner mellem fugle og vindmøller. Disse omfatter fx selve møllerne og deres udformning (højde, rotorstørrelse, vingebredde mv.), antallet af møller i et område og deres indbyrdes placering, placeringen i landskabet, herunder de topografiske forhold samt naturligvis forekomsten af fugle og artssammensætningen af disse. Undersøgelser har således vist, at kollisioner i det hele taget forekommer i områder med mange, større fugle, som udviser en ringe manøvreredygtighed (Brown m.fl. 1992). Det er i denne forbindelse vigtigt at være opmærksom på, at forholdsvis få undersøgelser af kollisionsrisikoen er gennemført i områder med større koncentrationer af fugle (Drewitt & Langston 2006), hvilket i sig selv medfører et relativt lavt antal kollisioner.

Nedenfor gennemgås de faktorer, der er afgørende for risikoen for kollisioner mellem fugle og landbaserede vindmøller. Sammenhængene belyses med eksempler fra danske og udenlandske studier. Selvom der i eksemplerne fra litteraturen ofte blot omtales effekter af vindmøller, er det vigtigt at være opmærksom på, at det ikke kun er selve møllerne, men også tilknyttede strukturer, fx vejr- og målemaster, der udgør en kollisionsrisiko for fugle (Drewitt & Langston 2006).

#### **4.4.1 Situationer, hvor kollisioner finder sted**

Risikoen for fuglekollisioner i vindmølleparker vurderes at kunne opstå i følgende situationer:

- Ved de årlige træk mellem yngleområder og vinterkvarterer.
- Ved lokale, daglige trækbevægelser mellem rasteplasser og fourageringsområder eller ynglepladser og fourageringsområder
- Når fugle tiltrækkes af vindmøller
- Når fouragerende fugle jager byttedyr fra luften.

##### **Årlige træk mellem yngleområder og vinterkvarterer**

Risikoen for kollisioner mellem trækkende fugle og vindmøller har været genstand for særlig opmærksomhed. Dette skyldes, at trækket for mange fuglearters vedkommende, som fx sangere og drosler, foregår om natten eller i andre situationer med nedsat sigtbarhed. For småfugle gælder dog, at nattrækket under gode vejrforhold foregår i 1000-1500 meters højde (Alerstam 1990), hvilket er langt over møllehøjde. Det er derfor især i forbindelse med påbegyndelsen eller afslutningen af det natlige træk, at der vil være risiko for kollisioner. Desuden vil der være en særlig risiko for kollisioner i de tilfælde, hvor trækket afbrydes på grund af dårlige vejrforhold, som fx kan skyldes nedbør eller kraftig modvind. Dette er samtidig ofte et tidspunkt, hvor lysforholdene og dermed sigtbarheden er ringe. Landtrækket foregår over en bred front, men koncentrerer sig langs kyster og andre topografiske elementer. I Danmark er det dog kystlinjen, der er den afgørende faktor for, at trækket af småfugle koncentrerer sig, fx i Skagen om foråret.

Visse arter, fx de fleste rovfugle og storke, udnytter termik under trækket, som derfor oftest finder sted om dagen under gode vejrforhold. Da de und-

går større vandflader koncentrerer dette træk også ved topografiske flaskehalse, som det er tilfældet om foråret over Skagen Odde. Der findes ingen danske undersøgelser, der omhandler kollisionsrisikoen mellem landbase-rede vindmøller placeret på vigtige trækkorridorer og rovfugle. Spanske undersøgelser i forbindelse med en vindmøllepark ved Gibraltar, der er et af knudepunkterne for trækket mellem Europa og Afrika, har dokumenteret, at selv et intensivt træk af hvide storke kun sjældent afstedkom kollisioner. De fleste kollisioner skete således udenfor træksæsonen og involverede derfor primært fugle fra lokale bestande (Barrios & Rodríguez 2004). Undersøgelser fra samme område viste således, at rovfugle var i stand til at se og dermed undvige møllerne (De Lucas m.fl. 2004). En amerikansk undersøgelse viste dog, at trækfugle over en fireårig periode udgjorde 71 % af et samlet antal kollisioner på 55 i et område, som omkring 3½ million fugle trækker gennem hvert år (Johnson m.fl. 2002).

Det er dog i denne forbindelse vigtigt at være opmærksom på de kumulative effekter, når individer af en trækkende bestand skal passere flere mølleparker på trækrueten (se kapitel 10).

### **Lokale trækbevægelser mellem rastepladser og fourageringsområder eller ynglepladser og fourageringsområder**

Udenlandske (Everaert 2003) og danske undersøgelser (Kahlert m.fl. 2010) i nærheden af vigtige rasteområder har dokumenteret, at de daglige trækbevægelser mellem overnatningspladser og fourageringsområder udgør en betydelig trafik. Den kollisionsrisiko, som disse lokale trækbevægelser medfører, skal sammenholdes med det egentlige sæsonmæssige træk, hvor det enkelte individ blot passerer området en enkelt eller højst få gange i løbet af årscyklus. Det betyder, at områder, der ligger udenfor egentlige trækkorridorer, men huser større forekomster af rastede, overvintrende og ynglende bestande, ikke nødvendigvis kan betegnes som lav-risikoområder, hvis bestandene i forbindelse med lokale trækbevægelser passerer møllerne i større omfang. Ved Klim Fjordholme blev det således anslået, at der forekom i størrelsesordenen en halv million (lokale) passager af kortnæbbede gæs om året, hvoraf en stor del fandt sted i rotorhøjde. Dette resulterede i 127-557 estimerede kollisioner per år afhængigt af mølletype, undvigerespons og forekomsten af kortnæbbede gæs, som påvirkes af vinterens strenghed (Kahlert m.fl. 2012). Det estimerede antal kollisioner er dermed forbundet med stor usikkerhed og påvirkes især af valget af undvigerespons.

Der findes dog eksempler på, at omfanget af kollisioner er begrænset selv i vigtige rasteområder for gæs. En sammenstilling af kollisionsundersøgelser foretaget i forbindelse med seks vindmølleparker af forskellig størrelse viste således, at der kun forekom ganske få kollisioner mellem vindmøller og gæs (typisk en gås per vindmøllepark per år) på trods af, at områderne havde "betydelige" forekomster af gæs (Fernley m.fl. 2006). Det skyldtes især, at den gennemsnitlige, beregnede undvigerespons, bl.a. baseret på det reelle antal kollisioner, samlet set var høj (99,93 %) i forhold til andre studier, hvorfor dette resultat skal betragtes med en vis forsigtighed.

Undersøgelser udført i forbindelse med opførelsen af en japansk møllepark placeret på trækrueten mellem en større overnatningsplads og fourageringsområder for blisgæs viste, at 0-2 blisgæs hvert år ville kolliderede med møllerne (Sugimoto & Matsuda 2011).

Ved Zeebrugge, Belgien estimerede Everaert & Stienen (2007), at der i 2004 og 2005 kolliderede henholdsvis 161 og 168 terner, især fjord- og splitterner,



med møller placeret mellem en ynglekoloni og vigtige fourageringsområder. Antallet af kollisioner skal ses i lyset af, at der i de to år ynglede op til 3052 par fjordterne og 4076 par splitterner i området. Der var således en tæt sammenhæng mellem antallet af ynglende terne i den nærliggende koloni og antallet af kollisioner.

En øget kollisionsrisiko kan desuden forekomme i særlige tilfælde, hvor fugle forstyrres af fx jagtudøvelse eller anden menneskelig aktivitet. Dette kan medføre flugtreaktioner, hvor fuglenes opmærksomhed overfor møller er reduceret, ligesom trækbevægelserne kan få mere tilfældig karakter.

#### **Når fugle tiltrækkes af vindmøller**

Det er almindeligt kendt, at lyskilder kan tiltrække fugle, der trækker om natten (Gehring m.fl. 2009). Det gælder derfor også, at lys på vindmøller kan tiltrække fx nattrækkende småfugle og dermed øge risikoen for kollisioner. Det er vigtigt at være opmærksom på, at lyssætningen kan være mere omfattende i anlægsfasen af hensyn til arbejdets udførelse.

Som nævnt indledningsvist omfatter en møllepark andre strukturer end selve møllerne, fx målemaster, der kan fungere som udkigsposter og dermed potentielt tiltrække fx rovfugle, der ellers ikke ville udnytte området. Dette kan øge kollisionsrisikoen (Orloff & Flannery 1992). Gittermaster, der tidligere havde en vis anvendelse som mølletårne, er i dag erstattet af cylinderformede tårne, hvor antallet af udkigsposter for f.eks. rovfugle er yderst begrænset. Denne risikofaktor, der er knyttet til selve møllen, synes dermed elimineret.

Der findes desuden eksempler på, at rovfugle udnytter turbulensen fra roterende møllevinger. I en vindmøllepark ved Smøla, Norge forekommer således især kollisioner om foråret, når havørnene bruger turbulensen omkring vindmøllerne i forbindelse med deres parringsleg og territorialadfærd (M. Desholm, pers. medd.).

#### **Når fouragerende fugle jager byttedyr fra luften**

Amerikanske undersøgelser har dokumenteret, at det især er vindmøller placeret på skråninger og bakkekamme, der udgør en kollisionsrisiko for rovfugle (Thelander & Smallwood 2004, Strickland m.fl. 2001, Erickson m.fl. 1999). Dette skyldes givetvis, at fouragerende rovfugle vil søge at udnytte den termik, der især opstår disse steder.

Det er vigtigt at bemærke, at ovenstående eksempler på situationer, hvor kollisioner forekommer, afspejler den beregnede kollisionsrisiko for specifikke områder, hvorfor resultaterne ikke nødvendigvis er et udtryk for den generelle kollisionsrisiko. Det er således altid nødvendigt at tage udgangspunkt i det specifikke område og forekomsten af fugle, når den overordnede risiko for kollisioner skal vurderes.

De senere års teknologiske udvikling har medført, at landbaserede vindmøller generelt er blevet større end tidligere. I mange tilfælde er de undersøgelser, der er tilgængelige i litteraturen, derfor udført i forbindelse med mølletyper, der er udgået af produktion. Hollandske og amerikanske undersøgelser indikerer dog, at risikoen for kollisioner med moderne mølletyper er mindre end forventet, når man tager i betragtning, at rotorareal og -højde er øget betragteligt sammenlignet med mindre, ældre mølletyper (Krijgsveld m.fl. 2009, Anderson m.fl. 2004). Dette forhold kan have flere årsager. Den øgede rotorhøjde tillader muligvis, at flere fugle kan passere under risiko-

højden, idet lokale trækbevægelser ofte foregår i relativt lav højde (70-100 m) (Dirksen m.fl. 1998, Dirksen m.fl. 2007). I en amerikansk undersøgelse påviste Hunt (2002) således, at større møller med relativt højt risikoområde udgjorde den mindste kollisionsrisiko for kongeørne, hvilket formentlig skyldtes, at ørnene fouragerede under møllerne. Dette understøttes af danske undersøgelser (Therkildsen m.fl. 2012), der viser, at fouragerende rovfugle sjældent befinder sig i risikohøjden. Omvendt findes der ikke undersøgelser, der kvantificerer betydningen af den øgede møllehøjde for nattrækkende småfugle. Det er derfor som altid vigtigt at tage udgangspunkt i de konkrete forhold, når risikoen for kollisioner vurderes.

Afstanden mellem de enkelte møller er øget betydeligt i moderne mølleparker, idet denne afspejler rotordiameteren. Dette kan muligvis bidrage til en reduceret kollisionsrisiko. Hunt (2002) påviste således, at mølleparker med forholdsvis stor afstand mellem de enkelte møller udgjorde en mindre kollisionsrisiko for kongeørne. Den større afstand tillader muligvis, at fouragerende og trækkende fugle kan passere mellem møllerne, som det er tilfældet for havbaserede møller, hvor fx trækkende ederfugleflokke har vist sig at være i stand til at placere sig i korridorerne mellem møllerækkerne (Desholm & Kahlert 2005). Den langsommere rotationshastighed for moderne møller kan muligvis også bidrage til at reducere kollisionsrisikoen. Der er dog fortsat kun begrænset kendskab til, hvordan møllestørrelse og mølleparkkonfiguration påvirker kollisionsrisikoen (se kapitel 8).

#### **4.4.2 Sammenhæng mellem fugleforekomster og risikoen for kollisioner**

Tilsyneladende gælder, at når vindmøller opstilles i områder, hvor fugleforekomsterne generelt er små, er kollisionsrisikoen mindre end sammenlignet med områder med større fugleforekomster (Percival 2005, Madders & Whitfield 2006). Der er således eksempler på, at landbaserede vindmøller opstillet i områder med større forekomster af rovfugle forårsager et anseeligt antal kollisioner. I en vindmøllepark ved Altamont Pass, Californien, rapporteres således, at mere end tusinde rovfugle, herunder 67 kongeørne, slås ihjel hvert år (Smallwood & Thelander 2008), mens der i det sydlige Spanien er eksempler på, at et større antal tårnfalke og gåsegribbe kolliderer med vindmøller (Barrios & Rodríguez 2004). Det skal dog nævnes, at der i disse områder er tale om mølletyper af ældre dato, hvorfor erfaringerne ikke kan overføres direkte til moderne mølletyper. Ved Smøla, Norge har en møllepark bestående af 68 møller placeret i et område med omkring 60 havørneteritorier resulteret i, at 36 havørne er slået ihjel i perioden fra 2005 til 2010 (Nygaard m.fl. 2010). I Danmark er der gennemført omfattende undersøgelser i forbindelse med etableringen af det nationale testcenter for vindmøller. Forholdsvist små fugleforekomster resulterede i et lavt antal estimerede kollisioner for langt de fleste arters vedkommende (Therkildsen m.fl. 2012).

Adskillige undersøgelser (se fx De Lucas m.fl. 2008), herunder danske (Kahlert m.fl. 2012), tyder dog på, at antagelsen om, at tætheden af fugle er afgørende for kollisionsrisikoen, er for simpel. Det er snarere forhold, der gælder for den enkelte art, som fx flyveadfærd, vejrforhold og lokale topografiske forhold, der er afgørende for kollisionsrisikoen.

Undersøgelser af kollisionsrisikoen i forbindelse med danske landbaserede vindmøller ved fx Klim Fjordholme og det nationale testcenter i Østerild Klitplantage har således fokuseret på at indsamle artsspecifikke data, når dette var muligt med henblik på at kunne beregne forventede kollisioner

for enkeltarter (Kahlert m.fl. 2012, Therkildsen m.fl. 2012). Denne tilgang gør det eksempelvis muligt at vurdere, hvorvidt en planlagt møllepark udgør en trussel for bestande af arter, der er omfattet af særlige beskyttelseshensyn, fx fuglearter på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag 2. Denne mulighed findes ikke, hvis der anvendes opsummerede tal (eng. *amalgamated*), der angiver det samlede antal kollisioner for alle fuglearter i det pågældende område. Man mister samtidig muligheden for at rette afværgeforanstaltninger mod arter, hvor omfanget af kollisioner har et niveau, der kan true bestandens beskyttelsesstatus.

Overordnet gælder dog, at det især er i forbindelse med u hensigtsmæssigt placerede vindmølleparker i områder, hvor mange fugle er aktive, at kollisionerne især forekommer (Drewitt & Langston 2008).

Hötker m.fl. (2006) angiver, at den mindste kollisionsrisiko ses i forbindelse med møller opstillet i græsland, mens risikoen er højst for møller opstillet på bakkekamme og i hedeområder. Drewitt & Langston (2008) anfører dog, at det er en forsimpning at antage, at der skulle være en sammenhæng mellem habitattypen og kollisionsrisikoen, idet man nødvendigvis må tage højde for artssammensætningen og tætheden af fugle i et givet område og sammenholde dette med mølleparkens karakteristika.

#### **4.4.3 Hvilke arter kolliderer med vindmøller?**

I princippet kan kollisioner mellem fugle og vindmøller forekomme for alle arter. Der er imidlertid stor forskel på, hvor stor risikoen er, for at enkelte arter eller artsgrupper kolliderer med vindmøller. Store fugle med ringe manøvreduktighed, som fx svaner og gæs, har tilsyneladende større sandsynlighed for at kolliderer med vindmøller sammenlignet med mindre fugle, som fx spurvefugle, der er anderledes manøvreduktige (Brown m.fl. 1992). Arter, som fx ænder, gæs og svaner, der ofte er aktive omkring solopgang og -nedgang, dvs. på tidspunkter med ringe lysforhold, hvor sigtbarheden er nedsat, er særligt udsatte for kollisioner (Larsen & Clausen 2002). I visse tilfælde synes rovfugle at være særligt udsatte for kollisioner. Tilsyneladende skyldes dette, at rovfugle generelt udviser ringe undvigerespons overfor vindmøller (Madders & Whitfield 2006). Dette understøttes af Hötker m.fl. (2006), der på baggrund af en sammenstilling af en lang række studier, angiver at arter og artsgrupper, der holder relativt kort afstand til vindmøller, også har større kollisionsrisiko. Det er således vigtigt at være opmærksom på, at de tilfælde, hvor en art udviser en gradvis habituering til tilstedeværelsen af en møllepark (se fx Madsen & Boertmann 2008), hvorved habitattabet mindskes, omvendt kan medføre en øget kollisionsrisiko. Dette forhold må nødvendigvis indgå i den samlede vurdering af effekterne på den enkelte bestand.

#### **4.4.4 Anvendelsen af kollisionsmodeller**

Matematiske kollisionsmodeller har i de senere år vundet indpas som et velegnet værktøj til brug for vurderingen af risikoen for kollisioner mellem fugle og vindmøller. De første kollisionsmodeller blev udviklet i 1996 (Tucker 1996), men disse er senere videreudviklet (Biosis Research 2003, Podolsky 2003, 2005). Kollisionsmodellerne tager højde for interaktionen mellem fugle og vindmøller i modsætning til eksempelvis traditionelle rumlige modeller, der er velegnede til at identificere særligt følsomme områder for relevante arter baseret på deres forekomst i et givet område, men ikke til at beregne den forbundne kollisionsrisiko. Kollisionsmodellerne anvender empiriske

data om antallet af fugle, der er observeret i et givet område, dvs. området, hvor en vindmøllepark ønskes etableret, samt i hvilket omfang fuglene opholder sig i det område, hvor de risikerer at blive ramt af møllens vinger. Kollisionsmodellerne tager desuden højde for møllernes størrelse og udformning samt fugleartens størrelse, flyveretning og –hastighed (Madders & Whitfield, 2006). I Danmark er det især Bands kollisionsmodel (Band m.fl. 2007), der er anvendt i forbindelse med vurderingen af kollisionsrisikoen (se fx Kahlert m.fl. 2012, Therkildsen m.fl. 2012). Det skal bemærkes, at anvendelsen af kollisionsmodeller er forbundet med en ikke ubetydelig indsats i felten og dermed visse omkostninger. Desuden er det ikke muligt at anvende kollisionsmodellerne uden at gøre sig visse antagelser, som samlet set øger usikkerheden. Til gengæld kan brugen af kollisionsmodeller, der er udviklet for specifikke arter i forbindelse med et bestemt vindmølleprojekt, udgøre en værdifuld del af et kvalificeret beslutningsgrundlag forud for placeringen af en vindmøllepark, ligesom det på baggrund af kollisionsmodellen vil være muligt at kvantificere effekten af eventuelle afværgeforanstaltninger, som det har været tilfældet forud for ændringen af en vindmøllepark ved Klim Fjordholme (Kahlert m.fl. 2012) (se kapitel 8). Da kollisionsmodellen desuden inkorporerer vindmøllernes størrelse og højde, vil det ydermere være muligt at beregne, i hvilket omfang valget af mølletype påvirker kollisionsrisikoen.

Det er muligt at kombinere traditionelle rumlige modeller og kollisionsmodeller. Eichhorn m.fl. (2012) udviklede således en agent-baseret, rumlig model, der simulerede fourageringsadfærd hos rød glente omkring redestedet i et mosaiklandskab. Kollisionsrisikoen for rød glente blev blandt andet estimeret på baggrund af fourageringsadfærden sammenholdt med landskabets sammensætning. Ikke overraskende reduceredes kollisionsrisikoen med afstanden til redestedet, hvilket således er en brugbar parameter i forhold til at opnå en hensigtsmæssig placering af en møllepark. Metoden egner sig især til fuglearter, hvis fouragering udspringer fra et mere eller mindre veldefineret punkt.

Sensitivitetsanalyser har vist, at de vigtigste parametre, der er bestemmende for kollisionsrisikoen er flyvehastigheden samt møllens rotordiameter og omdrejningshastighed. Dødeligheden estimeres således ved at sammenholde risikoen for, at et enkelt individ kolliderer med møllerne, med det samlede antal individer, der passerer møllerne i risikohøjden. Sidstnævnte baseres på feltdata. Som udgangspunkt antager modellen, at det enkelte individ ikke foretager nogen form for undvigerespons (eng. *avoidance*). Dette er en vigtig faktor, som derfor nødvendigvis må indgå i modellen, idet det enkelte individ kan undvige enten hele mølleparken eller den enkelte mølle. Den estimerede undvigerespons afhænger af arten, men vil ofte være  $\geq 98\%$ , idet  $98\%$  anbefales som minimum af forsigtighedshensyn (The Scottish Natural Heritage Collision Risk Model, 2013). Undvigeresponsen påvirker den beregnede kollisionsrisiko lineært. Det betyder, at selv mindre variationer i undvigeresponsen har langt større betydning end andre faktorer, fx rotordiameter og –hastighed, når kollisionsrisikoen beregnes, og dermed for omfanget af den dødelighed, som møllerne samlet set forårsager (Chamberlain m.fl. 2006).

Undvigeresponsen kan ud over deciderede fejl eller unøjagtigheder påvirkes af en række faktorer, som fx sigtbarhed og lysforhold, mens der i visse tilfælde kan være tale om tiltrækning til møllerne. Som nævnt ovenfor er det almindeligt kendt, at småfugle under visse omstændigheder tiltrækkes af lys om natten, mens rovfugle kan tiltrækkes af ådsler, der stammer fra kollisio-

ner med møllerne. Dette betyder, at den reelle undvigerrespons i visse situationer kan være langt lavere end den beregnede.

Undvigerresponsen kan i teorien beregnes ved at sammenholde den estimerede dødelighed med antallet af individer, der passerer i rotorhøjde. Denne beregning er imidlertid forbundet med visse vanskeligheder, idet datagrundlaget ofte vil være unøjagtigt og endog fejlbehæftet. I en række tilfælde har man gennemført eftersøgninger efter ådsler under eksisterende møller, fx ved hjælp af trænedede hunde (Kahlert m.fl. 2012). Det er dog vigtigt at gøre sig klart, at undvigerresponsen så vidt muligt skal estimeres på baggrund af data indsamlet under samme forhold og fra samme art, når målet er at estimere undvigerresponsen i et planlagt mølleområde. Optimalt indsamles arts-specifikke data i området, hvor møllerne planlægges opsat. Kahlert m.fl. (2012) udnyttede således de eksisterende møller til at estimere undvigerresponsen for kortnæbbet gås i forbindelse med en planlagt udvidelse af en vindmøllepark ved Klim Fjordholme.

Selvom små ændringer i undvigerresponsen kan medføre relativt store ændringer i den samlede kollisionsrisiko, er det vigtigt at holde sig for øje, at denne ikke nødvendigvis medfører større ændringer, når den gøres op i det faktiske antal individer, der dør som følge af kollisioner med møllerne. Det er dog vigtigt, at være opmærksom på, at for langlivede, fåtallige arter med en langsom reproduktionsrate, fx traner og ørne, kan selv en mindre reduktion i overlevelseshastigheden have betydning for bestanden.

#### **4.4.5 Vurdering af kollisionsrisiko ved etablering af mølleparker i beskyttet natur**

Som nævnt indledningsvist er det oftest snarere antallet af fugle, der enten yngler i, raster i eller trækker gennem et givet område, som er af afgørende betydning for størrelsen af risikoen for kollisioner med møller. Det er ikke muligt at kvantificere omfanget af kollisioner alene på baggrund af sammensætningen af naturtyper eller beskyttede områder. De situationer, hvor kollisioner forekommer, skyldes formentlig oftest, at fugle bevæger sig over større afstande, dvs. enten som lokale eller egentlige sæsonmæssige trækbevægelser. Det er således bevægelser, der finder sted uafhængigt af det areal, herunder sammensætningen af naturtyper, som fuglene trækker over. Man kan derfor godt have et areal med vindmøller, som i udgangspunktet har relativt lille naturindhold, som fx et intensivt dyrket landbrugsområde, hvor antallet af fugle, der enten raster eller flyver igennem, er så højt, at mange fugle potentielt kan blive påvirket af kollisioner (Kahlert m.fl. 2012). Omvendt kan der givetvis findes beskyttede naturtyper i områder med sparsomme fugleforekomster, hvor der kun findes almindelige arter i lavt antal, og hvor fuglene samtidigt flyver i lav højde, således at det antal fugle, der potentielt kan kolliderer med møller er meget lavt.

#### **4.4.6 Retningslinjer for minimering af kollisionsrisikoen**

Med baggrund i ovenstående eksempler kan følgende retningslinjer for placering af landbaserede vindmøller anvendes med henblik på at reducere kollisionsrisikoen:

- Undgå områder, hvor topografiske flaskehalse koncentrerer egentlige sæsonmæssige trækbevægelser.
- Undgå trækruter mellem vigtige fouragerings- og overnatningspladser, dvs. lokale trækbevægelser.

- Undgå skråninger og bakkekamme, hvor rovfugle ofte udnytter opvinde.
- Undgå områder med høje tætheder af fugle. Dette gælder både for raste-, overvintrings- og yngleområder. Især vådområder huser store tætheder af fugle.
- Undgå områder med høje tætheder af fugle, der er særligt følsomme overfor ekstra voksenmortalitet, dvs. bestande af arter, der er langtlivende, sent kønsmodne og langsomt reproducerende.
- Undgå områder med forekomster af truede fuglearter, der er særligt følsomme overfor ekstra mortalitet.

Anvend relevante afværgeforanstaltninger (se kapitel 8).

## 5 Konsekvensvurderinger – flagermus

Gennem de seneste år har der især i Nordamerika og nogle europæiske lande været stigende opmærksomhed på vindmøllers negative påvirkning på flagermus gennem de uforsætlige drab der sker af flagermus, når de rammes af de roterende møllevinger (fx Ahlén 2002, 2010, Arnett m.fl. 2008, Kunz m.fl. 2007, Rodrigues m.fl. 2008, Horn m.fl. 2008a).

Der er registreret i alt 17 flagermusarter i Danmark (Tabel 5.1). De forskellige arter er meget forskellige med hensyn til habitatbrug, fødevalg, jagtmønster, hyppighed og udbredelse (Baagøe 2007, Baagøe & Degn 2007). Generelt vurderes arterne ikke at være truede (Fredshavn m.fl. 2014, Elmeros m.fl. 2010), men disse vurderinger af arternes status både i relation til Habitatdirektivet og rødlistningen er alene baseret på arternes udbredelse. Bortset fra damflagermus, hvor overvintringslokaliteterne formodentlig kendes for det meste af den jyske bestand, findes ingen information om arternes bestandsstørrelser og udviklingen i disse.

Alle flagermusarter har relativt lange levetider, lave reproduktionsrater og oftest også lave bestandstætheder (Kunz & Fenton 2003, Baagøe & Degn 2007). Flagermusenes bestandsstatus er derfor meget følsom over for øget dødelighed, fx kollisioner ved vindmøller (Ahlén 2002, 2010, Kunz m.fl. 2007, Rodrigues m.fl. 2008, Santos m.fl. 2013). Ved undersøgte vindmøller i Europa er der i registreret op til 41 døde flagermus pr. år ved en vindmølle (medianværdi 3 flagermus pr. mølle pr. år, Rydell m.fl. 2011). Tallene er formentlig underestimeret af den reelle mortalitet, der vurderes at være 3 gange højere (Iuell 2013). Specielt for sjældne flagermusarter kan tabet af få individer have væsentlig betydning for lokale bestandes status. Endvidere kan de kumulerede effekter af eksisterende vindmøller og en opstilling af nye møller på land og til havs uden tilstrækkelig hensyntagen til flagermus medføre negative effekter på almindelige arter på nationalt og internationalt plan (Rydell m.fl. 2011, Voigt m.fl. 2012b).

Da flagermus har en anden levevis og udfylder en anden økologisk niche end fugle, kan problemstillingen, beregninger af risiko for kollisioner, anbefalinger om placering, og mulige afværge- og kompensationsiltag i forhold til fugle ikke kan overføres til flagermusene (Ahlén 2010, Willis m.fl. 2010). Flagermus fouragerer omkring møllerne og flyver op langs mølletårnene, en adfærd der medfører en højere mortalitetsrisiko for flagermusene end for fugle, der kolliderer mere 'tilfældigt' med vindmøller, når fuglene flyver forbi møllerne (Ahlén 2002, Horn m.fl. 2008a). Sammenholdt med flagermusenes bestandsdynamik og lavere bestandstæthed er effekten af vindmøllers påvirkning på flagermusenes bestandsstatus generelt større end for fugle (Brinkman 2006, Barclay m.fl. 2007, Ahlén 2010, Willis m.fl. 2010).

Kvantitative data om dødeligheden af flagermus pga. vindmøller i forhold til møllernes placering i landskabet samt betydningen af den øgede dødelighed på bestandenes status i Europa er begrænset og mangler fuldstændigt i Danmark (Arnett m.fl. 2008, Rodrigues m.fl. 2008, Ahlén 2010, Rydell m.fl. 2011). Den stikprøvevis, ekstensive overvågning i NOVANA-programmet af flagermusarternes udbredelse kan ikke anvendes til at evaluere påvirkninger af vindmøller på status af de lokale eller nationale flagermusbestande, eller effekten af afværge- og kompensationsiltag, som det ellers ses an-

ført i nogle miljøvurderinger af anlægsprojekter, planer og programmer. Ved tilbagegang i bestandene er reduktionen i udbredelsen forsinket, specielt for højmobile arter som flagermus. Flagermusene kan fortsat have en stor udbredelse og forekomme på de valgte overvågningslokaliteter, der er udvalgt fordi de er gode, artsrige lokaliteter for flagermus, selvom bestandene er gået markant tilbage.

**Tabel 5.1.** De 17 registrerede flagermusarter i Danmark, deres forekomst, nationale og europæiske rødlistestatus (Elmeros m.fl. 2010, Temple & Terry 2007) samt beskyttelse og vejledende vurdering af bevaringsstatus ift. EF-Habitatdirektivet (Fredshavn m.fl. 2014). Forekomst Y: Ynglende, S: Strejfende. Rødlist LC: Ikke truet, NT: Nær truet, VU: Sårbar, EN: Moderat truet, DD: Ukendt, n/a Ikke bedømt. Bevaringsstatus FV: Gunstig, U1: Moderat ugunstig, XX: Ukendt. \* Siden rødlistevurdering af pattedyr i 2010 er forekomsten af en lille ynglebestand dokumenteret, som grundet bestandens størrelse vurderes som EN 'moderat truet' (Baagøe 2012).\*\* National ansvarsart, da en væsentlig del af den globale bestand lever i Danmark (Stoltze & Pihl 1998).

Art	Latin	Forekomst	Rødliste 2010		Habitat direktiv	Bevaringsstatus	
			DK	EU		Atlantisk	Kontinental
Bechsteins flagermus	<i>Myotis bechsteinii</i>	Y	DD*	VU	II & IV		U2
Brandts flagermus	<i>Myotis brandtii</i>	Y	VU	LC	IV	XX	XX
Damflagermus	<i>Myotis dasycneme</i>	Y	VU**	NT	II & IV	FV	FV
Vandflagermus	<i>Myotis daubentonii</i>	Y	LC	LC	IV	FV	FV
Stor museøre	<i>Myotis myotis</i>	S	n/a	LC	II & IV		
Skægflagermus	<i>Myotis mystacinus</i>	Y	VU	LC	IV		FV
Frynseflagermus	<i>Myotis nattereri</i>	Y	VU	LC	IV	XX	XX
Troldflagermus	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Y	LC	LC	IV	FV	FV
Pipistrellflagermus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Y	LC	LC	IV	FV	FV
Dværgflagermus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Y	LC	LC	IV	U1	FV
Leislers flagermus	<i>Nyctalus leisleri</i>	Y/S	DD	LC	IV		XX
Brunflagermus	<i>Nyctalus noctula</i>	Y	LC	LC	IV	FV	FV
Nordflagermus	<i>Eptesicus nilssonii</i>	Y/S	n/a	LC	IV		XX
Sydflagermus	<i>Eptesicus serotinus</i>	Y	LC	LC	IV	FV	FV
Skimmelflagermus	<i>Vespertilio murinus</i>	Y	LC	LC	IV		FV
Bredøret flagermus	<i>Barbastella barbastellus</i>	Y	VU	VU	II & IV		U1
Langøret flagermus	<i>Plecotus auritus</i>	Y	LC	LC	IV	FV	FV

## 5.1 Flagermuslevesteder og § 3-beskyttede arealer

### 5.1.1 Landskabet set med flagermusøjne

Flagermus kan forekomme overalt i landskabet. Den højeste diversitet af arter og tætheder af flagermus findes i områder med løv- og blandingsskov, langs skovkanter, levende hegn, permanente græsarealer, småskala mosaiklandskaber og parker, moser, åløb, søer, fjorde og lignende steder, hvor der findes mange insekter, mens der er meget få flagermus på åbne, træløse og intensivt udnyttede landbrugsflader (fx Baagøe 2007, Flaquer m.fl. 2009, Robinson & Stebbings 2009, Lundy m.fl. 2011, Stahlschmidt m.fl. 2012).

En række specifikke krav skal være opfyldt, for at et område kan fungere som levested for flagermus. Der skal findes en tilstrækkelig stor og varieret forekomst af insekter gennem hele sommerhalvåret og flere egnede strukturer, hvor flagermusene kan have yngle- og rastekvarterer, fx ældre træer eller bygninger (Baagøe & Degn 2007). Der skal være flere egnede kvarterer til yngle- og rastesteder nær hinanden. Mikroklimaet og parasitbelastningen varierer gennem sommeren på de enkelte kvarterer, hvorfor flagermusene



ofte skifter mellem dem (fx Russo m.fl. 2005, Reckardt & Kerth 2007). Flagermus er meget stedfaste i forhold til egnede yngle- og rastekvarterer og anvender de samme år efter år. Kvaliteten af et levested for flagermushunner med ikke-flyvedygtige unger er helt afhængig af forekomsten af tilstrækkeligt store føderessourcer tæt på ynglekvarterne, da de ynglende hunner hen over sommeren er under et stort energimæssigt pres. Vigtige jagtlokaliteter kan udgøre mindre end 0,1 % af det samlede areal af et levested som flagermusene i en ynglekoloni bruger (Dietz m.fl. 2006, Stahlschmidt m.fl. 2012).

Afhængigt af arten kan flagermusenes jagtområder ligge adskillige kilometer (>10 km) fra yngle- og rastekvarterne, afhængigt af hvor i landskabet flagermusene kan finde føde (Albrecht m.fl. 2008). Insekterne er ikke jævnt fordelt i landskabet. Deres fordeling varierer gennem sommerhalvåret og fra nat til nat afhængig af insektarten og vejrforholdene. Flagermusenes brug af landskabet gennem sommerhalvåret er derfor meget dynamisk. Forskellige jagtområder kan være helt afgørende for områdernes bæreevne og økologiske funktionalitet på forskellige tidspunkter af året. I løbet af natten vil flagermusene jage på flere insektrige lokaliteter alt efter størrelsen af den tilgængelige føderessource på hver lokalitet for at optimere deres energiudbytte (Dietz m.fl. 2006, Encarnação m.fl. 2010, Lundy m.fl. 2012). Flagermusene tager også insekter, når de pendler mellem dagkvarterer og jagtområder og imellem jagtområderne. Når flagermus pendler mellem dagkvarterer og jagtområder og imellem jagtområderne i flade, åbne landskaber som de danske, følger flagermusene ofte lineære landskabelementer som levende hegn, skovbryn, vandløb, ådale og lignende (Limpens & Kapteyn 1991).

### 5.1.2 Trækadfærd og pendleraktivitet

Alle flagermus i Nordeuropa trækker mellem forskellige levesteder i sommer- og vinterhalvåret. Vinteren tilbringer de europiske flagermusarter i dvaletilstand. Arternes og bestandenes trækaktivitet varierer fra flere tusind kilometer til meget lokale træk. Genfangster af ringmærkede flagermus har givet et overblik over enkelte individers bevægelser mellem sommer- og vinterlevestederne, arternes generelle trækretninger og afstande. Vores viden om flagermusenes træk er dog meget begrænset sammenlignet med vores viden om fugletrækket.

Afhængig af trækafstande karakteriseres arterne som langdistancetrækkere, regionale eller lokale trækkere, mens nogle arter beskrives som lejlighedsvis trækkende (Hutterer m.fl. 2005, Pētersons m.fl. 2013). En stringent opdeling af arterne er dog ikke meningsfuld, da der er forskel mellem bestandene inden for samme art, fx trækker de nord- og østeuropæiske ynglebestande af troldflagermus og dværgflagermus til Central- og Sydvesteuropa for at overvintre, mens bestandene i områder med mildere vintre ikke trækker så langt. Regionale og lokale træk kan foregå i alle retninger, fx trækker flagermus fra det meste af Jylland til overvintringsstederne i kalkgruberne i Midt- og Nordjylland (Ahlén 1997, Hutterer m.fl. 2005, Baagøe 2007).

Man har kun et overordnet kendskab til flagermusenes trækadfærd og -ruter over land og vand. De længere trækbevægelser følger formodentlig de samme landskabelementer, som de anvender ved den natlige pendlen mellem dagkvarterer og jagtområder (Furmankiewicz & Kucharska 2009). Nogle arter kan formodentlig også anvende veje som ledelinjer (Rydell m.fl. 2011). Ved træk over hav og store søer følger flagermusene kysten og koncentrerer sig ved odder og næs, inden de trækker ud over vandet (Ahlén 1997, Pētersons

m.fl. 2013): på sydvendte kyster i efteråret, fx fra Sydsverige over Bornholm mod Polen og Tyskland, og fra Lolland-Falster mod Tyskland. Flagermusenes ankomst til de nordvendte kyster er mere diffus. Under forårstrækket er udtrækket koncentreret på bestemte steder på de nordvendte kyster, mens ankomsten på de sydvendte kyster er mere diffus. Trækruter og høje koncentrationer af trækkende flagermus vil derfor forekomme forskellige steder i landskabet ved forårs- og om efterårstrækket.

### 5.1.3 Flagermus' brug af § 3-beskyttede arealer

Sammenlignet med landbrugsarealer må § 3-beskyttede naturtyper generelt forventes at have større og mere varierede insektforekomster i længere perioder gennem sommerhalvåret. De forskellige flagermusarters brug af § 3-naturtyper og andre naturarealer fremgår af Tabel 5.2 Flagermusenes brug af de enkelte § 3-arealer vil afhænge af landskabet, som arealerne indgår i, og § 3-arealerne vil kun indgå som delelementer i flagermusenes levesteder sammen med andre ikke-intensivt udnyttede arealer og strukturer for yngle- og rastesteder. Uafhængigt af den specifikke naturtype kan løvtræer, broer eller lignende strukturer på eller ved et § 3-areal være yngle- og rastekvarterer for flagermus.

Blandt § 3-naturtyperne har søer og vandløb, ferske enge og moser generelt størst betydning som jagtområder for flagermus. De andre § 3-naturtyper (heder, overdrev og strandenge) og ikke-beskyttede naturarealer kan dog også være afgørende for flagermusenes forekomst og bestandsstatus i et område. Disse arealer kan være vigtige for flagermus som dele af mosaikken af habitater, der tilsammen udgør flagermusenes levesteder, hvis arealerne er vigtige jagtområder på bestemte tidspunkter af året, fx strandenge om foråret, eller ligger på vigtige pendlerruter eller trækruter. Et lille isoleret § 3-areal i områder med intensiv landbrugsdrift, fx et mindre vandhul på en mark, kan have mindre betydning for flagermus end andre § 3-naturtyper i ådale eller tæt ved skov, eller trækruter langs fjorde og indre danske farvande, fx strandeng ved en trækrute tæt på skov.

### 5.1.4 Landskabet og habitat-kvalitetsparametre for flagermus

For at vurdere et område som levested for flagermus, enkelte habitaters værdi for lokale og nationale bestande, flagermusenes deres levevilkår og områdets bæreevne, er det nødvendigt med en vurdering og analyse af landskabssammensætningen på en større skala end forekomsten af stedbunde arter på det enkelte naturareal. Det er ikke muligt at beskytte flagermusene og deres levevilkår ved beskyttelse og forvaltning af små arealer, fx § 3-arealer. Et areal, der vurderes at have lav 'naturværdi' beregnet efter forekomst af indikatorplantearter eller rødlistede stedbundne arter, kan have væsentlig betydning for et områdes bæreevne for flagermus og de lokale bestandes status.

Som eksempel på en metode til at bedømme et landskab som levested for flagermus har Elmeros m.fl. (2011) opstillet en meget overordnet model for habitatsammensætningen af levesteder for damflagermus baseret alene på forekomstdata i udvalgte 10x10km kvadrater. For at opstille mere præcise og dækkende modeller for sammensætningen af flagermus' levesteder er det nødvendigt med mere detaljerede, kvantitative data om de forskellige arters brug af habitater gennem sommerhalvåret i danske landskaber.

**Tabel 5.2.** Flagermusarters brug af § 3-naturtyper og andre habitater (XX: primære habitater, X: Sekundær eller tilfældigt brugt habitat, -: ingen væsentlig betydning) afhængig af lokaliteternes placering i landskabet (efter Baagøe 2007, Albrecht m.fl. 2008, Lundy m.fl. 2011).

Artsnavn	Sø & vandløb	Mose og lign.	Fersk eng	Hede	Overdrev	Strandeng og -sumpe	Skov, skov-Bryn & hegn	Småskala mosaiklandskab	Mark i omdrift
Bechsteins flagermus	X	X	X	X	X	-	XX	X	-
Brandts flagermus	X	XX	X	X	X	-	XX	X	-
Damflagermus	XX	XX	X	X	X	X	XX	X	-
Vandflagermus	XX	XX	X	X	X	X	XX	X	-
Stor museøre	X	X	XX	X	XX	X	XX	XX	-
Skægflagermus	X	XX	X	X	X	-	XX	X	-
Frynseflagermus	X	XX	XX	X	X	-	XX	X	-
Troldflagermus	XX	XX	XX	X	XX	X	XX	XX	-
Pipistrelflagermus	XX	XX	XX	X	XX	X	XX	XX	-
Dværgflagermus	XX	XX	XX	X	XX	X	XX	XX	-
Leislers flagermus	XX	XX	X	X	X	X	XX	X	-
Brunflagermus	XX	XX	X	X	X	X	XX	X	-
Nordflagermus	XX	X	XX	X	XX	X	XX	XX	-
Sydflagermus	XX	X	XX	X	XX	X	XX	XX	-
Skimmelflagermus	XX	XX	XX	X	XX	X	X	XX	-
Bredøret flagermus	X	X	X	X	XX	-	XX	XX	-
Langøret flagermus	XX	XX	X	X	X	-	XX	X	-

## 5.2 Vindmøller på § 3-arealer i forhold til flagermus

Vindmøller, adgangsveje, mv. på fx § 3-beskyttede arealer, kan påvirke arealernes værdi eller funktion som levested for flagermusene gennem ændringer i føderessourcen på arealet, tab af yngle- og rastekvarterer og forstyrrelse af pendlerruter og trækkorridorer. De største effekter må forventes ved ændringer og forstyrrelser af våde og fugtige naturtyper, hvor insektforekomsterne er størst, fx søer, vandløb, enge, moser og lign.

Effekterne af ændrede føderessourcer, tab af yngle- og rastekvarterer og forstyrrelse af pendler- og trækruter på flagermusbestande pga. det fysiske arealtab ved anlæg af vindmøller, anlægsveje, mv., vurderes dog at være ubetydelige i forhold til effekten af den øgede mortalitet, som flagermus udsættes for ved vindmøllerne (Ahlén 2002, Rodrigues m.fl. 2008, Rydell m.fl. 2011).

Mortaliteten for flagermusene er størst ved vindmøller opført i eller ved våde eller fugtige arealer som søer, vandløb, moser, ferske enge og strandenge langs fjorde og indre danske farvande, og ved vindmøller i og ved skov, småskala mosaiklandskaber, levende hegn og permanente græsmarker samt ved møller, der står på vigtige pendler- og trækruter. På grund af den øgede mortalitetsrisiko for flagermusene kan vindmøller på eller nær naturarealer, fx § 3-naturtyper, forventes at have større negativ effekt på flagermusenes bestandsstatus sammenlignet med effekten af møller opstillet på arealer med intensiv landbrugsproduktion fjernt fra pendlerruter og trækkorridorer for flagermusene. Der kan være høj mortalitet af flagermus ved vindmøller i

landbrugsområder, hvis møllerne står ved pendlerruter og trækkorridorer (Traxler m.fl. 2004).

Hvis der opføres vindmøller på eller nær et areal, der har værdi som levested for flagermus, vil det være mest fordelagtigt i forhold til beskyttelsen af flagermus, hvis arealet og nærområderne gøres så ugunstige for flagermusene som muligt for at minimere risikoen for øget mortalitet for flagermusene. Det kunne fx være dræning af enge og moser, opfyldning af vandhuller, fjernelse af den naturlige urtevegetation, træer og buske på arealerne omkring vindmøllerne og ledelinjer op mod vindmøllen. Inden de egnede habitater for flagermusene fjernes, skal der udlægges erstatningsarealer fjernt (>5km) fra eksisterende og nye vindmøller. Denne strategi kan dog være uhensigtsmæssig i forhold til de øvrige dyrearter i området hvor vindmøllerne opstilles.

På lokaliteter der ligger i vigtige trækruter for flagermusene, fx langs eller ud for kysten, i ådale mv., er det næppe muligt at reducere mortaliteten ved vindmøller ved at ændre arealanvendelsen. Her bør opstilling af vindmøller helt undgås.

### 5.3 Konsekvensvurdering af vindmøller ift. flagermus

Ud over den nævnte direkte mortalitet ved møllerne i driftsfasen kan opstilling af vindmøller påvirke flagermusenes levevilkår midlertidigt og permanent i anlægs- og driftsfasen ved at forstyrre eller ødelægge jagthabitater, yngle- og rastekvarterer og forstyrre vigtige flyveruter for den natlige pendlen mellem dagkvarterer og jagtområder og de sæsonmæssige træk (opsummeret i Tabel 5.3 & 5.4).

**Tabel 5.3.** Påvirkninger af vindmøller, adgangsveje, mv. på flagermusbestande i anlægsperioden.

Påvirkning	Lokale bestande	Trækkende forekomster
Tab af jagtområder	Lav til middel afhængig af art og projektområdets placering i landskabet	Lav
Forstyrrelser med lyd, lys, mv.	Lav til middel	Lav
Tab af yngle- og rastekvarterer og forstyrrelse	Lav til meget høj afhængig af art og projektområdets placering ift. eksisterende yngle- og rastekvarterer	Lav til høj afhængigt af art, fx tab af yngle- og rastekvarterer

**Tabel 5.4.** Påvirkninger af vindmøller på flagermusbestande i driftsfasen.

Påvirkning	Om sommeren	I trækperioden
Kollisioner og anden fatal påvirkning	Middel til meget høj afhængig af art og møllernes placering i landskabet	Middel til meget høj afhængig af art og møllernes placering i landskabet
Tab af jagtområder	Lav til middel afhængig af art og møllernes placering i landskabet	Lav til middel afhængig af art og møllernes placering i landskabet
Forstyrrelse af flyveruter	Middel til høj afhængig af art og møllernes placering i landskabet	Lav
Forstyrrelse pga. lyd	Formodentlig negligerbar	Formodentlig negligerbar

### 5.3.1 Fysisk arealtab af levesteder

Anlæg af vindmøller, adgangsveje, mv. kan ødelægge dele af flagermusenes levesteder. Det fysiske tab af arealer ved anlæg af vindmøller vurderes generelt at være forholdsvis lavt i forhold til et områdes bæreevne for flagermus og størrelsen af deres levested. Ødelæggelse af vigtige jagtområder kan dog have væsentlig betydning for lokale bestandes status af arter med små home-ranges omkring ynglekolonier.

Kvaliteten af et levested og et områdes bæreevne for flagermus kan ødelægges selv ved små indgreb, hvis træer, broer, bygninger eller andre strukturer med yngle- eller rastekvarterer fjernes. Flagermus er meget stedfaste i forhold til deres yngle- og rastekvarterer.

### 5.3.2 Forringelse af levesteder og forstyrrelseseffekter

I anlægsperioden og driftsfasen kan et områdes bæreevne for flagermus blive påvirket negativt, hvis mølleanlægget medfører reduktioner i insektforekomster i flagermusenes jagtområder, fx ved bedre dræning af arealerne ved funderingen af møller og adgangsveje samt ved rydning af træer og buske på arealerne. Træer og buske fungerer dels som levested for mange insekter og dels som lægivende vegetation.

Støjforurening fra transportanlæg og lign. kan forstyrre flagermus og reducerer effektiviteten af deres fødesøgning (Schaub m.fl. 2008). Der kan ses reduceret aktivitet af flagermus op til 1500 m fra en større vej (Berthinussen & Altringham 2012).

Støjforurening i dagtimerne i anlægsperioder for vindmøller vurderes dog ikke at have væsentlige negative effekter på flagermusenes levevilkår. Ligeledes vurderes forstyrrelseseffekten af færdsel ved tilsyn og vedligeholdelse af vindmøllerne at være uvæsentlig sammenlignet med den direkte dødelighed, som kollisionerne med de roterende vindmøllevinger medfører. Desuden vil forstyrrelsen ifm. vedligeholdelse formentlig foregå i dagtimerne, hvor flagermusene er inaktive.

Lysafmærkninger på vindmøller kan have negativ betydning for beskyttelsen af flagermus. Da lyskilder kan tiltrække insekter, vil lyskilderne også tiltrække flagermus, der vil fouragere og opholde sig i længere tid omkring vindmøllerne (Rydell & Racey 1995). Flagermusarterne har forskellig reaktion på kunstigt lys. Arter i slægterne *Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Eptesicus* og *Vespertilio* fouragerer ofte på insekter, der tiltrækkes af belysningen (Rydell & Racey 1995). Der er dog ingen dokumentation for, at belysningen af fx gadelysgter er gunstig for lokale bestandes status. Der foreligger ingen undersøgelser af effekten af lysafmærkninger på vindmøller i forhold til eventuelle effekter på flagermusaktiviteten og mortalitetsraten. De arter, der fouragerer ved kunstig belysning langs veje og vindmøller, må forventes at blive udsat for en højere mortalitetsrisiko ved vindmøller med lysafmærkning. Arter i slægterne *Myotis* og *Plecotus* undgår belyste områder. Kunstig belysning langs levende hegn, vandløb og skovbryn forstyrrer *Myotis*-arters brug af disse som korridorer og fourageringsområder (Kuijper m.fl. 2008, Stone m.fl. 2009). Kunstig belysning ved yngle- og rastekvarterer kan resultere i, at flagermus forlader kvarteret eller har kortere natlige aktivitetsperioder, hvilket kan føre til lavere tilvækstrater eller lavere overlevelse for ungerne (Downs m.fl. 2003, Boldogh m.fl. 2007).

Forstyrrelsen fra lys i en kort anlægsperiode vurderes ikke generelt, at have store negative effekter på levevilkårene og bestandsstatus for de fleste arter. Hvis projektområdet ligger på en vigtig fourageringslokalitet, pendler- eller trækruter eller yngle- eller rasteområde for *Myotis*- og *Plecotus*-arter kan effekter på lokale forekomster dog ikke udelukkes.

I driftsfasen kan det ikke udelukkes, at lysafmærkning på vindmøllerne kan føre til højere mortalitetsrater for nogle arter, fx brunflagermus, dværgflagermus, sydflagermus og sydflagermus. De arter, der typisk tiltrækkes af insektforekomster ved kunstige lyskilder, er de samme arter som jager insekter i det frie luftrum og oftest findes dræbte under vindmøller (Rydell m.fl. 2011).

### 5.3.3 Kollisioner og andre letale effekter

Den væsentligste effekt af vindmøller på flagermusenes levevilkår og bestandsstatus er mortaliteten ved møllerne i form af direkte og indirekte kollisioner. Flagermusene dræbes, når de roterende møllevinger rammer flagermusene, eller når møllevingerne passerer tæt forbi flagermusene (Brinkmann m.fl. 2006, Baerwald m.fl. 2008, Grodsky m.fl. 2011, Rollins m.fl. 2012). De kraftige ændringer i lufttrykket omkring møllevingerne kan ødelægge flagermusenes lunger og andre organer. I hvilket omfang nogle flagermus påvirkes subletalt og følgerne heraf på flagermusenes overlevelse, er ikke kendt. Flagermus har formentlig svært ved at registrere møllevingerne i tilstrækkelig god tid til at undvige møllevingerne, da flagermusenes ekkolokaliseringsskrik ikke rækker langt nok i forhold til møllevingernes hastighed (Surlykke & Kalko 2008, Long m.fl. 2010). Desuden er ekkolokaliseringsskrikene retningsbestemt, så flagermusene vil kun kunne registrere møllevinger i et relativt snævert felt foran sig (Surlykke m.fl. 2009).

Mortaliteten af flagermus afhænger ikke af køn og alder af flagermusene i europæiske studier (Behr & Helversen 2006, Brinkmann m.fl. 2006). I de mere omfattende nordamerikanske undersøgelser ses forskellige tendenser mellem undersøgelser og arter. Ved nogle mølleparker ses en overvægt af døde voksne hanner, i andre en overvægt af hunner eller unge flagermus (Brown & Hamilton 2004, 2006, Fiedler m.fl. 2007). De flagermus, der er slået ihjel af vindmøllerne, er i god kondition og har ofte føde i maven, dvs. det er ikke svage eller svækkede flagermus, der dræbes ved vindmøllerne. Antallet af flagermus der dræbes ved hver enkelt vindmølle kan være højt (>70 pr. mølle pr. år) (Ahlén 2002, 2010, Kunz m.fl. 2007, Arnett m.fl. 2008, Horn m.fl. 2008a), hvilket indikerer, at kollisionerne med flagermus ikke sker tilfældigt, som det mere typisk sker ved kollisionerne mellem fugle og møller (Horn m.fl. 2008a, Willis m.fl. 2010).

Flagermusene flyver tæt omkring tårne, naceller (møllehuset) og stillestående møllevinger og undersøger dem (Ahlén m.fl. 2007, Horn m.fl. 2008a), en adfærd der ikke er kendt fra fugle. Den vigtigste årsag til at flagermusene opsøger og opholder sig omkring vindmøllerne er formentlig, at der kan samle sig store mængder insekter på og omkring mølletårnene om natten (Ahlén 2002, Horn m.fl. 2008a). Når møllen kører rammer vingerne også de flyvende insekterne også. Belægningen af insekter på forkanten af møllevingerne kan blive så tæt, at energiproduktion nedsættes målbart på grund af den mere turbulente luftstrømer omkring møllevingerne, som urenhederne på forkanten medfører (Corten & Veldkamp 2001).

Flagermusene jager insekter, der samler sig i luften omkring møllerne, og kan også tage insekter direkte fra overfladen af mølletårnet, nacellen eller stillestående vinger. Insekterne samles formodentlig ved møllerne, fordi de er lidt varmere end omgivelserne om aftenen. Store mængder af insekter ses typisk på vindmøller i sensommeren og først på efteråret, hvor der også ses fleste døde flagermus ved møllerne (Kunz m.fl. 2007, Rydell m.fl. 2010). Insektmængderne ved vindmøller er højest på lune nætter med høj luftfugtighed og svage vindstyrker. Antallet af døde flagermus er også højt ved de samme vejrforhold. Ved kraftigere vind jager flagermusene formentlig i større grad insekter i læ langs skovbryn, skovlysninger og levende hegn.

Der kan være andre grunde end de høje forekomster af insekter til at flagermusene opsøger vindmøllerne, og at mortalitetsraten er højere end ved tilfældige kollisioner, (Kunz m.fl. 2007, Cryan m.fl. 2012): 1/ Møllerne er opført på vigtige korridorer for flagermusenes pendler- og trækruter, 2/ Skovbryn omkring møllepladser og langs adgangsveje kan fungere som egnede fourageringssteder og ledelinjer for flagermusene, hvis møllerne er opført i områder med skov eller plantage, 3/ Flagermusene anvender møllerne som raste- eller ynglekvarterer i sensommeren og efteråret, hvor hanner kalder hunner til sig eller 4/ Flagermusene tiltrækkes af støjen fra møllerne eller belysning på møllerne.

#### **5.3.4 Betydningen af vindmøllers placering, dimensioner og opstilling**

Der er stor variation i antallet af døde flagermus, der er registreret under de enkelte vindmøller (Fiedler m.fl. 2007, Rydell m.fl. 2011). Antallet af døde flagermus er afhængigt af møllernes placering i landskabet. Der dræbes flere flagermus ved vindmøller opstillet i eller ved vigtige levesteder for flagermusene som skov, vandløb og vådområder, i kuperede landskaber og langs kysten, mens antallet af døde flagermus under vindmøller opstillet i åbne landbrugslandskaber oftest er lavt (Dulac 2008, Rodrigues m.fl. 2008, Ahlén 2010, Rydell m.fl. 2011). Disse overordnede forskelle i antallet af dræbte flagermus i forhold til vindmøllernes placering ses i flere undersøgelser fra forskellige europæiske lande. Der kan dog også være forholdsvis mange døde flagermus ved vindmøller i et fladt landbrugsland langt fra umiddelbare gode levesteder, hvis disse møller står i eller tæt ved en vigtig flagermuskorridor gennem det åbne landbrugsområde.

Konflikten mellem beskyttelse af flagermus og vindmøller er ikke kun begrænset til møller på land. Dels jager flagermus insekter ude over marine vande og fouragerer omkring havvindmøller (Ahlén m.fl. 2007), og dels trækker nogle bestande regelmæssigt over marine områder (Ahlén 1997, Hutterer m.fl. 2005). Flagermus fouragerer også under trækket (Voigt m.fl. 2012a). Selv flagermusarter, der normalt jager i lav højde tæt på vegetationen, er observeret fouragerende ved møller i Øresund og Østersøen (Ahlén m.fl. 2007). Der er ingen undersøgelser af mortaliteten af flagermus ved havvindmøller, men der er ingen grund til at formode, at flagermusene skulle have en anden adfærd og udsættes for en lavere mortalitetsrisiko ved havvindmøller end ved møller på land.

Antallet af dræbte flagermus stiger generelt med stigende højde af vindmøllerne og stigende rotordiameter, mens afstanden mellem møllevingerne og jorden ikke har indflydelse på antallet af døde flagermus ved møllerne (Barclay m.fl. 2007, Rydell m.fl. 2010). Opgjort i forhold til energiproduktionen dræbes der dog flere flagermus ved små møller end ved store møller (Fiedler m.fl. 2007). Antallet af dræbte flagermus pr. mølle er generelt ikke

afhængigt af antallet af møller i et område, afstanden mellem møllerne, og møllernes indbyrdes placering, dvs. der slås det samme antal flagermus ihjel pr. mølle ved enkeltstående møller som pr. mølle i en vindmøllepark, og mortaliteten er ens ved de yderste og ved de midterste møller i en møllerekke (Rydell m.fl. 2011). Ved store mølleparker placeret i vigtige trækruter for flagermus i Nordamerika ses dog en tendens til, at der dræbes flest flagermus ved de yderste møller, der står ud det indkommende træk (Baerwald & Barclay 2011).

### 5.3.5 Bestandsforhold

Alle flagermusarter har en bestandsdynamik, der er karakteriseret ved lang levetid og lav reproduktionsrate (Kunz & Fenton 2003). Flagermusene får typisk kun én unge pr. kuld, hos enkelte arter fødes i sjældne tilfælde to unger i et kuld (Baagøe 2007, Papadatou m.fl. 2012). Desuden er det ikke alle hunner, der yngler hvert år, og den årlige tilgang af unger kan variere meget på grund af udsving i vejrforhold og føderessourcer. Den lave årlige reproduktionsrate hos flagermusene opvejes ved meget høje, årlige overlevelseshastigheder sammenlignet med pattedyr og fugle af tilsvarende størrelse. Maksimalle levetider er typisk 10-25 år. Hos de mindste *Myotis*-arter er der registreret levetider over 30 år. Overlevelseshastigheden for de voksne flagermus er afgørende for arternes bestandsstatus (Sendor & Simon 2003, Schorcht m.fl. 2009, O'Shea m.fl. 2011).

Antallet af døde flagermus under møllerne kan ikke umiddelbart bruges til at vurdere effekten af den øgede mortalitet på bestandenes status. Antallet skal sammenholdes med de forskellige arters bestandsstørrelse. Desværre findes der ikke simple, præcise metoder til estimering af bestandsstørrelser hos flagermus. På grund af flagermusenes bestandsdynamik kan det dog konkluderes, at bestandsstatus hos alle arter er meget følsom over for en øget dødelighed, fx ved vindmøller. Følsomheden forstærkes yderligere af, at flagermusbestande typisk har lave tætheder (Brinkman m.fl. 2006, Barclay m.fl. 2007, Ahlén 2010, Willis m.fl. 2010).

Vindmøllernes 'oplandsområde' strækker sig langt uden for et lokalområde. For nogle arter vil det også strække sig ud over grænser for nationalstater. Flagermus, der yngler i Skandinavien og Nordøsteuropa, er fundet dræbt ved møller i Centraleuropa (Voigt m.fl. 2012b). I forhold til beskyttelse af arternes samlede bestande er det derfor nødvendigt at vurdere de kumulerede effekter af vindmøller og andre anlægsprojekter på tværs af lokale projektområder og nationalstater, som er arbitrære afgrænsninger for flagermus.

### 5.3.6 Arters følsomhed over for øget dødelighed

Alle de flagermusarter, der forekommer i Danmark, er fundet dræbt under vindmøller i vores nabolande, hvor der er gennemført post-construction undersøgelser af flagermusmortaliteten ved vindmøller (fx Brinkmann m.fl. 2006, Rodrigues m.fl. 2008). Af mange miljøvurderinger fremgår det, at der hersker en udbredt misforståelse om, at det kun er langtrækkende flagermusarter, der dræbes ved vindmøller. Misforståelsen skyldes formentlig, at konflikten mellem vindmøller og beskyttelsen af flagermus først blev beskrevet i Nordamerika, hvor der er opført mange vindmøller på bakker og bjergkamme, som de nordamerikanske flagermusarter ofte følger under deres træk. Blandt de europæiske arter er kollisionsrisikoen ikke afhængig af arternes trækafstande mellem sommer- og vinterlevesteder (Tabel 5.5).



**Tabel 5.5.** Flagermusarternes home-rangestørrelser om sommeren (L (Lille): <5 km, M (Middel): 5-10 km, S (Stor): 10-25 km, XS (Meget stor): >25 km), afstand for sæsonmæssige træk (L (Lokal): <100km), R (Regional): 100-500 km, K (Kontinental): >500km) og registreret hyppighed som døde under vindmøller (XX: arter fundet i høje antal, X: arter fundet i lavere antal dræbes ved møller) (efter Brinkmann m.fl. 2006, Baagøe 2007, Albrecht m.fl. 2008, Baagøe & Degn 2007, Rodrigues m.fl. 2008).

Artsnavn	Sommer home-range-størrelse	Træk-afstande	Fundet død ved vindmøller
Bechsteins flagermus	L	L	X
Brandts flagermus	M	L/R	X
Damflagermus	XS	R/K	X
Vandflagermus	M	R	X
Stor museøre	S	L	X
Skægflagermus	M	R	X
Frynseflagermus	L/M	L	X
Troldflagermus	M/S	K	XX
Pipistrelflagermus	M	L/R	XX
Dværgflagermus	L	L/R	XX
Leislers flagermus	S	K	XX
Brunflagermus	XS	K	XX
Nordflagermus	M/S	L/R	XX
Sydflagermus	M/S	L/R	XX
Skimmelflagermus	S	K	XX
Bredøret flagermus	M	R	X
Langøret flagermus	L	L	X

De europæiske arter, der er fundet døde i størst antal under vindmøller, tilhører slægterne *Pipistrellus*, *Nyctalus*, *Eptesicus* og *Vespertilio*. De arter er karakteriseret ved, at de ofte jager insekter forholdsvis højt og ude i det frie luftrum. Alle flagermusarter kan dog hurtigt ændre flyvehøjde under fødesøgning, og kollisioner sker også for arter, der oftest jager tættere på vegetationen, vand- eller jordoverflade, fx arter i *Myotis*- og *Plecotus*- slægterne (Brinkmann m.fl. 2006, Rodrigues m.fl. 2008, Rydell m.fl. 2010). Ved vindmøller kan flagermusen – også arter i *Myotis*- og *Plecotus*- slægterne - ændre adfærd og jage insekter op langs mølletårnene, hvorved de kommer inden for rækkevidden af de roterende møllevinger (Ahlén m.fl. 2007).

Forskellige arter kan dominere ved vindmøller i forskellige landskaber, fx findes brunflagermus og troldflagermus i højere tal ved møller i mere åbne landskaber, mens mere skovtilknyttede arter findes døde i større antal under møller i skov, fx Leisler's flagermus og pipistrelflagermus. Hvilke arter der findes døde ved vindmøller i størst tal, er oftest et udtryk for hyppigheden af de forskellige arter ved den enkelte mølle. Det er derfor misvisende, at opdele arterne i høj- og lavrisikoarter på baggrund af opsummeringer på tværs af lokaliteter, landskaber og lande.

Vurdering af påvirkninger af en øget dødelighed på arternes bestandsstatus skal desuden ses i forhold til bestandenes størrelser. Selv tab af enkelte individer kan have væsentlig betydning for bestandsstatus for små lokale bestande og sjældne arter, i Danmark fx Bechstein's flagermus, Brandts flagermus, damflagermus, frynseflagermus, skægflagermus, Leisler's flager-

mus, nordflagermus og bredøret flagermus (Ahlén & Baagøe 2013). For andre, mere almindelige arter kan en forøget dødelighed have stor betydning for de lokale forekomster i de dele af landet, hvor deres forekomst er begrænset, fx dværgflagermus i Vestjylland.

Flagermusarter i *Nyctalus*- og *Pipistrellus*-slægterne har en lidt højere reproduktionsrate og kortere levetid sammenlignet med arter i fx *Myotis* og *Plecotus* slægterne (Papadatou m.fl. 2012). Sammenlignet med flagermus i *Nyctalus*- og *Pipistrellus*-slægterne kan bestandsstatus for *Myotis*-arter derfor forventes at være mere følsomme over for en øget dødelighed ved vindmøller. Modelleringer af bestandsudviklingen af brunflagermus- og troldflagermusbestandene over 30 år med det nuværende antal vindmøller i Sverige indikerer dog, at der også for arter i *Nyctalus*- og *Pipistrellus*-slægterne kan forventes markante tilbagegange i bestandsstatus pga. drab ved vindmøller. Bestande for brunflagermus og troldflagermus kan forventes at gå tilbage med 20-25 % med det nuværende antal møller (Rydell m.fl. 2011). Ved den planlagte udbygning af energiproduktionen fra vindmøller i Sverige over de næste 30 år, kan forventes tilbagegange på omkring 40 % for brunflagermus og 60 % for troldflagermus (Rydell m.fl. 2011).

## 6 Konsekvensvurderinger – øvrige pattedyr

Andre terrestriske pattedyr end flagermus (herefter blot terrestriske pattedyr) kan påvirkes af støj og visuelle stimuli (refleksioner, skygger og lysglimt) fra vindmøllerne. Forstyrrelserne fra møllerne i drifts- og anlægsfasen må forventes at have de samme fysiologiske påvirkninger som hos mennesker, dertil kommer forstyrrelser i forbindelse med løbende tilsyn og service på møllerne. Desuden er der et fysisk arealtab og dermed tab af et potentielt levested ved opstillingen af møller, anlæg af adgangsveje mv.

Der er gennemført enkelte undersøgelser af effekter af vindmøller på store terrestriske pattedyr i vidstrakte og uforstyrrede områder i Nordskandinavien og Nordamerika (Helldin m.fl. 2012). Der foreligger derimod ingen undersøgelser af effekter af vindmøller på arter, der også forekommer i Danmark, eller i intensivt udnyttede landskaber med et generelt højt niveau af menneskelige forstyrrelser. Vurderinger af vindmøllernes påvirkning af terrestriske pattedyr, dyrenes brug af arealer omkring møllerne og eventuelle effekter på deres bestandsstatus må derfor udledes af undersøgelser af andre forstyrrelseskilder og dyrenes adfærd (Tabel 6.1).

### **Forstyrrelseseffekter og forringelse af levesteder**

De vilde pattedyrs reaktion på alle former for menneskelige forstyrrelser kan sammenlignes med dyrenes reaktionsmønster overfor prædatorer (Frid & Lawrence 2002, Stankowich 2008). Det enkelte dyr tilpasser sin adfærd til at have en effektiv udnyttelse af et områdes ressourcer vejet op mod overlevelseschancerne under en given forstyrrelse eller prædationsrisiko. På kort sigt kan en forstyrrelse medføre adfærdsændring og flugt. På længere sigt kan forstyrrelser resultere i, at dyrene ændrer deres rumlige og tidsmæssige brug af et påvirket område. Hvis forstyrrelsesniveauet bliver tilstrækkelig højt, vil forstyrrelserne medføre en faldende fitness for individerne (McClure m.fl. 2013), reduceret bæreevne af det påvirkede areal og i sidste ende negative effekter for bestandenes status.

På langt sigt kan nogle dyr formentlig habituere sig til bestemte former for forstyrrelser, mens andre dyr kan blive mere følsomme overfor forstyrrelser. Evnen til at tilpasse sig forstyrrelser varierer mellem arter, køn, alder og individer. Typen, forudsigeligheden og hyppigheden af forstyrrelserne har formentlig også betydning for de vilde pattedyrs evne til at tilvænne sig en given forstyrrelse. Individernes og arternes evne til at tilvænne sig til en forstyrrelse er dog meget svær at forudsige.

Udbredelsen og forekomsten af en art i et område viser ikke, at der ikke er en forstyrrelseseffekt og reduktion i bestandes tætheder og status i området (Benhaiem m.fl. 2008, Jayakody m.fl. 2008, McClure m.fl. 2013). Tilbagegang i udbredelsen kan være mange år forsinket i forhold til tilbagegang i bestandsstørrelsen, fx er udbredelsen af hare i Danmark ikke reduceret trods årtiers tilbagegang i bestandsstørrelsen (Asferg & Madsen 2007).

Dyrenes brug af et areal, der er påvirket af menneskelige forstyrrelse, er en afvejning mellem forstyrrelsen på dette pågældende areal, forstyrrelsen på naboarealer og ressourcefordelingen på arealerne. At en art forekommer på et areal påvirket af menneskeskabte forstyrrelser, er blot en indikation på, at forstyrrelsen på det pågældende areal er mindre end forstyrrelsen på andre

arealer i nærområdet i forhold til de ressourcer (føde, skjul eller lign.), som dyrene kan finde på arealet.

Forekomst af en art på arealer, der påvirkes af menneskelige forstyrrelser, er ikke en indikation af, at individer eller bestande ikke er påvirkede af forstyrrelserne. Støj, visuelle og rekreative forstyrrelser kan betyde, at fx hjorte bruger mere tid på at holde øje med potentielle farer og de har derfor mindre tid til at æde (Benhaiem m.fl. 2008, Jayakody m.fl. 2008) og har øget hjertefrekvens og dermed øget energiforbrug (Theil m.fl. 2004). Støjen fra vindmøller kan forstyrre kommunikationen mellem gnavere (Rabin m.fl. 2009), og skovmårer har forhøjede niveauer af stresshormoner i områder med rekreative aktiviteter sammenlignet med uforstyrrede områder (Barja m.fl. 2007). Desuden er der hos territorielle arter, hvilket vil sige stort set alle terrestriske pattedyr, altid individer, der er presset ud på mindre egnede levesteder, fx arealer der er påvirket af forstyrrelser og anden menneskelig påvirkninger.

Det fysiske arealtab ved opstilling af vindmøller er formodentlig mindre væsentligt end rækkevidden og effekterne af forstyrrelsen for mellemstore og store pattedyr, da de typisk har forholdsvis store territorier eller homeranges. Arealtabet for små pattedyr kan formodentlige let erstattes ved udlæg af et tilsvarende areal til natur i nærområdet.

**Tabel 6.1.** Overordnet vurdering af effekter på terrestriske pattedyr fra vindmøller (efter Helldin m.fl. 2012). Vurderingerne er baseret på generel viden om pattedyrs adfærd og biologi, da der kun er foretaget enkelte undersøgelser af vindmøllers påvirkning og effekter på terrestriske pattedyr og ingen undersøgelser på arter, der også forekommer i Danmark. \*effekten kan være positiv i form af banketter langs veje gennem landbrugs arealer.

Gruppe		Effekt	Rumlige udstrækning	Temporært omfang
Store rovdyr	Forstyrrelse i anlægsfasen	Moderat	Lav	Kort
	Støj & visuel forstyrrelse i driftsfasen	Moderat	Lav	Lang
Hjorte	Forstyrrelse i anlægsfasen	Moderat	Lav	Kort-moderat
	Støj & visuel forstyrrelse i driftsfasen	Lille	Lav	Lang
	Habitatforandringer og -tab	Lille – moderat *	Lav	Lang - permanent
Små og mellemstore terrestriske pattedyr	Forstyrrelse i anlægsfasen	Lille	Lav	Kort
	Støj & visuel forstyrrelse i driftsfasen	Lille - moderat	Lav	Lang
	Habitatforandringer og -tab	Lille – moderat *	Lav	Lang - permanent

#### Betydningen af vindmøllers placering og opstilling

Da effekten af en given forstyrrelse afhænger af det generelle forstyrrelsesniveau kan der forventes at være forskelle i effekten af forstyrrelser fra vindmøller på terrestriske pattedyr i forhold til landskabstype og arealanvendelse omkring møllerne. I allerede stærkt menneskepåvirkede habitater og landskaber vurderes der ikke at være væsentlig effekt op individer eller påvirkninger af bestande af terrestriske pattedyr ved yderligere forstyrrelser fra vindmøller, fx ved opstilling af vindmøller på marker i intensivt udnyttede

tede landbrugsområder, mens der kan forventes større effekter på individer og påvirkninger af bestande ved opstilling af møller i eller nær skove og naturområder, både i form af arealtab af levesteder og forstyrrelseseffekter. Der må endvidere forventes at være en positiv korrelation mellem antallet af vindmøller og forstyrrelsesniveauet.

#### **Landskabet, § 3-arealer og levesteder for terrestriske pattedyr**

De § 3-beskyttede naturarealer må generelt anses som vigtige dele af de naturområder og småbiotoper, der udgør levestederne for terrestriske pattedyr i intensivt udnyttede landskaber. Og § 3-arealerne vil generelt have større værdi som levesteder eller dele af levesteder end landbrugsarealer. Terrestriske pattedyr og deres levevilkår kan dog ikke beskyttes og forvaltes ved beskyttelse af udvalgte naturområde, fx § 3-arealer, idet der også skal sikres korridorer mellem naturområderne, ligesom kvaliteten af pattedyrs levesteder ikke kan karakteriseres ud fra klassificeringen af et areal på grundlag af botaniske karakteristika. Såvel § 3-arealer som andre naturarealer, der vurderes at have lav 'naturværdi' beregnet efter forekomst af indikatorplantearter eller rødlistede, stedbundne arter, kan være udmærkede levesteder for terrestriske pattedyr eller have væsentlig betydning for et områdes bæreevne og de lokale bestandes status.

## 7 Erstatningsnatur

I naturforvaltningen er der bred enighed om, at en omkostningseffektiv beskyttelse af Danmarks biodiversitet bør følge principperne i "Brandmandens lov". Den går i korte træk ud på, at man først skal sikre beskyttelsen af den mest værdifulde natur, der endnu ikke er væsentligt negativt påvirket og dermed kan fungere som levested for sjældne og truede arter. Dernæst skal man fjerne de negative påvirkninger (tilgroning, eutrofiering, afvanding) fra naturområder, som stadigvæk har et værdifuldt naturindhold i form af typiske arter, sjældne arter eller særlige strukturer. Herefter rettes fokus mod arealer, der er væsentligt påvirkede, og hvor de eksisterende naturværdier er relativt begrænsede. Og først til sidst vil der blive rettet fokus på etablering af nye naturområder.

I forbindelse med tekniske anlæg, hvor myndighederne vælger at dispensere til ændringer i tilstanden af § 3-arealer, er det fast praksis, at der udlægges erstatningsnatur som kompensation for de tabte levesteder. Ved dispensation til inddragelse af beskyttede naturarealer til tekniske anlæg udlægges erstatningsarealerne i forholdet 1:2. Der udlægges et større areal end det tabte for at kompensere for, at det kan tage lang tid at etablere natur af tilsvarende kvalitet som den nedlagte og for at give det nye naturområde bedre etableringsbetingelser og en indbygget bufferzone mod det omgivende landskab.

I et kulturpåvirket landskab som det danske er det imidlertid ikke alle areal typer, der er lige velegnede som erstatning for et tabt naturareal. I dette kapitel gennemgås en række helt centrale forudsætninger for, at et område kan udvikle sig til en naturtilstand, der er sammenlignelig med § 3-beskyttet natur og dermed fungere som erstatning for et tabt naturareal.

### 7.1 Forudsætninger for udviklingen af ny natur

Den videnskabelige dokumentation for biodiversitetseffekter af naturgenopretning i Danmark er generelt begrænset, og derfor mangler der gode analyser og modeller for naturpotentialet ved succession på forskellige typer af arealer. Dette skyldes en generel mangel på dokumentation af indsatser i forvaltningen.

Uden viden bliver indsatsen baseret på forestillinger og fornemmelser. Eksempelvis synes der at være en generel opfattelse af, at naturpotentialet ved udtagning af landbrugsjord er størst når jorden er sandet. Ganske vist udvaskes næringsstofferne hurtigere på sandede jorder og manglen på vand i vækstsæsonen begrænser konkurrenceplanternes vækst. Men samtidig er de fleste truede arter fra græsland, eng, krat og skov faktisk knyttet til lerjorder og kalkjorder med høj basemætning. Arterne trives ikke med høj næringsbelastning, men altså heller ikke med tørt, næringsfattigt sand ved lav pH.

I forbindelse med en række urbane aktiviteter (fx vejanlæg) efterlades overflader med blottet mineraljord efter bortgravning af muldlaget. Dette er typisk tilfældet ved byggeri, anlæg af veje og jernbaner og råstofgravning. Sådanne arealer har meget stor værdi for truede arter, fordi næringsfattige levesteder uden et næringsberiget muldlag er blevet usædvanligt sjældne i det danske landskab.

Desværre afsluttes aktiviteterne næsten altid med pålægning af muld og tilsåning eller tilplantning med kulturplanter. At vores truede planter, sommerfugle, padder og svampe trives bedre i råstofgrave end på dyrkede marker, også selvom de er økologiske, er en god påmindelse om ikke at være for hurtig i bedømmelsen af, hvad der er godt og skidt for naturen.

Der er en række helt centrale forudsætninger for, at et område kan udvikle sig til en naturtilstand, der er sammenlignelig med § 3-beskyttet natur og dermed fungere som erstatning for et tabt naturareal. I intensivt udnyttede landskaber som det danske er udviklingen mod artsrige og karakteristiske plantesamfund vanskeliggjort af både abiotiske og biotiske begrænsninger (Keddy 1992, Zobel 1997, Bakker & Berendse 1999), og det vil derfor ofte være meget ressourcekrævende at etablere erstatningsnatur af en rimelig kvalitet. De vigtigste forudsætninger for en succesfuld udvikling på nye naturarealer er:

- at næringsindholdet i jorden er naturligt lavt,
- at hydrologien er naturlig,
- at der findes egnede spredningskilder i nærområdet, evt. i frøbanken,
- at der ikke udsås eller udplantes kulturplanter og
- at der (for enge, overdrev og strandenge) etableres græsning eller høslæt på arealet.

### 7.1.1 Reduktion af næringsstoffer

Kravet om en næringsfattig jordbund kan være vanskelig at leve op til ved naturgenopretning. Næringsstofindholdet i jorden hænger nøje sammen med arealets historiske anvendelse, og i det danske landskab er næsten alle arealer, der egner sig til udvikling af ny natur, belastede med næringsstoffer (se Tabel 7.1). Her kan det være særdeles vanskeligt at genskabe naturlige plantesamfund (Berendse m.fl. 1992, Marrs 1993). Flere undersøgelser peger på, at en gunstig naturudvikling er særligt vanskelig på jorder med høje fosforkoncentrationer (Gough & Marrs 1990, Fagan m.fl. 2008). Hvis næringsindholdet er højt, vil vegetationen uvægerligt blive domineret af almindelige, næringselskende konkurrencearter, og de mange specialiserede nøjsomhedsplanter, sommerfugle, vokshatte osv., som netop er karakteristiske for de naturtyper, vi med naturbeskyttelsesloven ønsker at bevare, vil ikke få en chance for at indvandre og etablere en bestand.

Der findes forskellige metoder til nedbringelse af mængden af næringsstoffer (Marrs 1993), hvoraf udpining ved dyrkning, fjernelse af muldlaget, reolpløjning, nedmuldning af organisk materiale, afbrænding samt høslæt og græsning er de hyppigst rapporterede i den videnskabelige litteratur og i danske markforsøg. Den valgte metode afhænger af de givne forhold på arealet. Eksempelvis vil der ske en hurtigere udvaskning på sandede jorder, medens lerede jorder holder på næringsstofferne i meget lang tid. Dette betyder ikke, at sandede jorder giver en bedre natur, blot at udvaskningen foregår hurtigere. Faktisk trives mange truede arter ikke på sandjord. Nogle metoder kan medføre en udvaskning af næringsstoffer til omgivelserne, og der kan derfor være behov for at vurdere eventuel belastning af søer og vandløb. De forskellige metoder til nedbringning af næringsstoffer gennemgås enkeltvis i de følgende afsnit.

#### Udpining ved dyrkning eller høslæt

På erstatningsarealer, hvor jordbunden er belastet af næringsstoffer, kan man med fordel udpine jorden, inden arealet udlægges som natur. Næ-

ringsbelastningen nedbringes enten ved dyrkning af en afgrøde uden tilførsel af gødning eller ved gentagne høslæt indtil der er en synlig produktionsnedgang eller jordens fosforindhold er væsentligt reduceret (Olson P <10 mg/kg, jf. Gilbert m.fl. 2009). Enkelte undersøgelser peger på, at vinterrug og byg (McCrea m.fl. 2001) kan være særligt effektive til at udpine jorden for næringsstoffer. Energipil og majs er også eksempler på afgrøder, der effektivt udnytter næringsstoffer i jorden. På meget næringsrige arealer på leret bund kan det være nødvendigt at udpine jordbunden gennem en længere periode. Hvis fosforpuljen er stor, kan man først udpine jorden ved dyrkning og høst af en kvælstoffikserende afgrøde som fx lucerne eller kløver efterfulgt af korn til udpining af kvælstofpuljen.

Ved genopretning af vådområder nedbringes næringsbelastningen mest effektivt ved en udpining af jorden, inden der foretages ændringer af de hydrologiske forhold.

### **Fjernelse af topjord**

I lande som Belgien og Holland, der har haft en endnu mere intensiv landbrugsdrift og større deposition af kvælstof end i Danmark, anvender man i stigende grad fjernelse af topjorden (eller pløjelaget) ved afskrælning af de øverste 25-50 cm som første trin i naturgenopretningsprojekter (Geissen m.fl. 2013). Dette sker, fordi man har indset, at næringsstofferne er den største forhindring for at opnå et godt resultat i genopretningen. Fjernelse af topjord kan være en omkostningsfuld genopretningsmetode og er kun undtagelsesvis anvendt i Danmark (Damgaard m.fl. 2007). Metoden anvendes primært utilsigtet ved anlægsarbejder som vejbyggerier og byggeprojekter samt ved råstofgravning. Arealer, som efterlades med rå mineraljord efter endt byggeri eller udvinding, har vist sig at have et meget stort potentiale for udvikling af natur af høj værdi for truede arter (Hansen m.fl. 2008).

### **Fjernelse af førne**

I nåletræsplantager er førnen sur, og nedbrydningsraten er lav, hvilket fører til akkumulering af et tykt førnelag med ophobede næringsstoffer, som ikke er optimalt for koloniseringen af planter. I nyligt ryddede plantageområder vil der ofte være en øget tilgængelighed af næringsstoffer og etablering af næringskrævende højstaudesamfund eller et tæt tæppe af græsser, som kan forhindre etableringen af de arter, der hører til heder og overdrev (Lægaard 1991, Sturgess & Atkinson 1993). Flere LIFE-projekter har vist, at det er vigtigt at gøre en indsats for at fjerne træflis og gamle nåle fra jordbunden og blotte den næringsfattige mineraljord under førnen, når nåletræsplantager konverteres til nye, lysåbne naturarealer. Herved opnås et mere velegnet substrat for udvikling af typisk klitter, overdrev, enge og heder. En hel eller delvis fjernelse af det ophobede organiske materiale kan foretages ved at køre førnen væk (i større eller mindre områder) eller foretage en kontrolleret afbrænding af førnelaget (Nygaard m.fl. 2011).

### **Reolpløjning**

En anden metode er at foretage en såkaldt reolpløjning (typisk i 60-70 cm dybde), hvorved det hidtidige muldlag og den ophobede næringsstofpulje bliver "pløjet" ned i en dybde, som vil have begrænset indflydelse på overfladens plantesamfund. Reolpløjning kan potentielt være i konflikt med historisk interessante kulturlag i jorden.

### **Nedmuldning af organisk materiale**

Ved nedmuldning af halm eller savsmuld i de øvre jordlag sker der immobilisering af jordens kvælstof (C/N-forholdet øges). Herved øges den mikro-



bielle aktivitet, mens mængden af næringsstoffer, der er tilgængelige for planternes vækst, reduceres (Török m.fl. 2011).

### **Naturpleje**

En væsentlig del af de nye naturarealer er næringsbelastede, og her er fjernelse af næringsstoffer en forudsætning for at skabe de økologiske rammer for, at mere følsomme arter kan indvandre. Selvom græsning uden tilskuds-fodring med tiden kan fjerne næringsstoffer, går det meget langsomt fordi de fleste næringsstoffer sendes tilbage til jorden med dyrenes gødning. Her er det langt mere effektivt at slå vegetationen og fjerne det afslåede hø. Høslæt kan med fordel kombineres med græsning, hvor der tages slæt i juni med fraførsel af biomasse på næringsbelastede arealer, hvorefter disse indlemmes i en samgræsning med mere næringsfattige arealer i en bedre naturtilstand. Så vil høslættet fjerne næringsstoffer, og de græssende dyr vil hjælpe med spredningen af frø.

### **7.1.2 Naturlig hydrologi**

Genopretning af den naturlige hydrologi er helt essentielt for genopretning af fugtige og våde naturarealer, der på sigt skal udvikle sig til en naturtilstand, der modsvarer eksisterende enge, moser og strandenge (Keddy 2000). Genopretningen kan udføres ved at afbryde drænen, tilkaste grøfter, afbryde eventuelle opstemninger, nedlægge dambrug, reducere vandindvinding eller ophøre med oprensning og opgravning af vandløb. Herved opnås en hævn af grundvandsstanden og evt. også periodiske oversvømmelser. Udvikling af grundvandsafhængige naturtyper som rigkær, kalkrige tidvise våde enge og kildevæld forudsætter en konstant gennemstrømning af næringsfattigt grundvand.

I alle tilfælde er det helt afgørende, at vandet ikke er forurenet med store mængder kvælstof og fosfor. Det gælder derfor om at føre næringsstoffer fra tidligere dyrkningsjorde, inden hydrologien genoprettes, og det gælder om at sikre, at det vand, som løber til et kommende naturareal, ikke er forurenet med drænvand fra dyrkede marker eller husspildevand.

### **7.1.3 Biotiske begrænsninger for udvikling af ny natur**

#### **Betydningen af spredningskilder og nærhed til velfungerende naturarealer**

Foringelse og ødelæggelse af levesteder har gennem de sidste mange årtier ført til en stadig større fragmentering af det danske landskab. Fragmenteringen medfører, at risikoen for lokal uddøen fra en lokalitet stiger, og chancen for genindvandring falder (MacArthur & Wilson 1967, Hanski 1999). Små og fragmenterede bestande er sårbare over for hurtige og ekstreme forandringer af miljøet, fordi de er små, har en lav genetisk diversitet og har en begrænset mulighed for at undslippe eller tilpasse sig forandringerne (Andersen m.fl. 2005). Fragmenteringen rammer især kortlivede arter med store bestandssvingninger og beskeden spredningsevne – eksempelvis sommerfugle (ensianblåfugl og hedepletvinge), padder (strandtudse og løvfrø) og krybdyr, men også kortlivede planter med kortlivede frø, fx arter af ensianslægten *Gentianella*.

Mange af de karakteristiske planter fra de lysåbne naturarealer er kendetegnet ved en meget begrænset spredningsevne (Öster m.fl. 2009). Hos disse arter falder frøene inden for få meters afstand fra moderplanten og transporteres eventuelt nogle få meter mere af myrer eller andre insekter. En vigtig udfordring i etableringen af vellykkede erstatningsbiotoper er derfor at skabe

store, sammenhængende naturområder, hvor dyr og planter kan sprede sig uhindret. Sådanne områder vil være mindre påvirket af randeffekter fra det dyrkede land og mindre sårbare for lokal uddøen på grund af ringe bestandsstørrelse.

Naturudviklingen på erstatningsarealerne afhænger af, om der i den umiddelbare nærhed findes velfungerende naturarealer hvorfra vilde dyr og planter kan genindvandre (Fagan m.fl. 2008). Denne forudsætning var opfyldt næsten alle steder frem til midt i 1900-tallet, hvor planter fra overdrev og enge voksede på enhver uopdyrket plet i agerlandet – grøftekanter, markskel og gravhøje – ja man kunne sågar finde overdrevsplanter på brakmarker, som blot havde ligget nogle få år (Ejrnæs m.fl. 2008). Sådant er det ikke længere, og det er derfor nødvendigt at tænke over, hvor arterne skal komme fra, hvis man eksempelvis opgiver dyrkningen af en mark med det formål at lade den udvikle sig til overdrev, eng eller mose. Afstanden til egnede spredningskilder har særlig stor betydning for en gunstig naturudvikling, da frøbanken for de fleste arter knyttet til de lysåbne naturtyper har en meget kort levetid.

### **Betydningen af frøbank**

På naturgenoprettede arealer vil vegetationen i de første mange år afspejle frøbankens sammensætning af arter. Frøbanken fungerer som en "hukommelse" for tidligere tiders plantevækst på arealet (Bakker m.fl. 1996). Men Thompson m.fl. (1997) har undersøgt frøbankens levetid for en lang række arter og fundet, at kun en meget begrænset andel af de arter, der tilhører naturtyperne overdrev og eng danner persistent frøbank, dvs. danner frø med en levetid over 5 år. Og på arealer, der har været opdyrket eller drænet, vil de relativt få frøbankdannende arter fra den oprindelige naturlige vegetation hurtigt forsvinde (Brown 1998).

På grund af den korte levetid er den tilgængelige artspulje i frøbanken stærkt afhængig af arealets driftshistorie. På arealer, der har været opdyrket eller tilplantet med træer gennem flere årtier, vil frøbankens indhold af arter fra den oprindelige, naturlige vegetation således være stærkt begrænset. Hvis der ikke er nærliggende spredningskilder, kan det være nødvendigt at anvende aktive genopretningsmetoder som udsåning af frø, spredning af frø med hø eller "podning" af de nye arealer med tørv fra velfungerende lokaliteter.

### **Assisteret spredning**

Af den videnskabelige litteratur fremgår, at genopretning af artsrige naturarealer er stærkt afhængig af, at målarterne koloniserer successionsarealerne tidligt (Lockwood 1997, Ejrnæs m.fl. 2006). På arealer med lang afstand til egnede spredningskilder og en forarmet frøbank kan den lokale artspulje ("species pool") udgøre en væsentlig flaskehals for udviklingen af artsrige samfund på nye naturarealer (Eriksson 1993, Zobel 1997, Pywell m.fl. 2002), og her kan det være nødvendigt med en assisteret spredning. Et succesfuldt udbytte af assisteret spredning afhænger imidlertid af, at de rette økologiske kår på voksestedet, og i særdeleshed næringsstofpuljen i jorden, er genoprettet. Ellers vil de næringselskende og konkurrencesterke arter hurtigt udkonkurrere de karakteristiske arter for naturtypen og "assistancen" vil være spildt.

### **Udsåning af frø**

Udsåning af frø er en hyppigt anvendt metode til naturgenopretning af overdrev i mange dele af Europa (Török m.fl. 2011). Her udsås typisk en blanding af almindeligt forekommende arter i høj eller lav tæthed. Af prakti-

ske hensyn kan frøblandingerne udsås i mindre pletter, der efter kolonisering og frøsætning kan fungere som spredningskilde for hele arealet.

Kommercielle frøblandinger består oftest af genetisk fremmede individer, konkurrencesterke kulturformer af de vilde plantearter og/eller arter, der ikke er naturligt hjemmehørende i regionen. Det anbefales derfor, at frøene indsamles på naturarealer i nærområdet eller så lokalt som muligt (Török m.fl. 2011). Denne tilgang øger endvidere sandsynligheden for at de udsåede arter klarer sig i konkurrencen med lokale "ukrudtsarter".

Metoden er meget omkostningsfuld og derfor mest velegnet på små, isole-rede arealer. Chancerne for en succesfuld kolonisering af de udsåede arter øges væsentligt ved udsåning på bar jord (Kiehl m.fl. 2010).

### **Spredning af frø med hø**

Spredning ved hjælp af hø fra eksisterende naturarealer kan være med til at sikre, at målarterne etablerer sig i de tidlige faser af successionen (Török m.fl. 2011). Udenlandske studier peger på, at det bedste resultat opnås ved udbringning af frisk hø, så de modne frø ikke tabes under tørring og transport. Høets kvalitet (herunder mængden af modne frø) er af central betydning, og høet bør udbringes i et relativt tyndt lag, så spiring og kolonisering ikke hæmmes.

Det anbefales at indsamle hø lokalt i området for at undgå floraforurening ved indførelse af arter, der ikke forekommer naturligt i området. Da det kan være vanskeligt at skaffe større mængder af frisk hø, kan høet udbringes på mindre arealer, der efter kolonisering og frøsætning kan fungere som spredningskilde for hele arealet.

### **Flytning af tørv**

Ved at anvende tørv med etablerede plantearter fra velfungerende naturarealer i nærområdet gives det naturlige plantedække de bedste betingelser for retablering, både fra rodnet, udløbere, knolde og frøbank. Fra tørven kan plantearterne sprede sig til de omkringliggende arealer. Med tørven følger endvidere jordbundsfauna og mikroorganismer, der kan medvirke til en hurtigere etablering af en karakteristisk vegetationssammensætning. Udenlandske studier viser, at planternes overlevelseseffekt kan være meget høje ved flytning af tørv (Török m.fl. 2011).

Det anbefales at indsamle tørv lokalt i området for at undgå floraforurening ved indførelse af arter, som ikke forekommer naturligt i lokalområdet. For at minimere de negative effekter på donorarealerne tilrådes det, at der kun flyttes mindre stykker tørv, og at man undgår områder med sjældne og truede arter.

Metoden er særdeles omkostningsfuld og derfor mest velegnet på små, isole-rede arealer. På lerede jorder er tørven vanskelig at udgrave og tung at transportere. På sandede jorde er tørven løs og falder nemt fra hinanden (Török m.fl. 2011).

### **Samgræsning med eksisterende naturarealer**

Nye naturarealer kan med fordel samgræsses med eksisterende naturarealer, så der spredes frø til successionsarealerne og dannes åbninger i vegetationsdækket til kolonisering af frøene (Gibson & Brown 1992, Bruun & Fritz-bøger 2002). De græssende dyr opsamler ru, hårde og krogbesatte frø i pelsen og på klove og hove (epizooisk spredning). Andre arter spredes gennem

dyrenes mavearmsystem og etablerer sig i gødningsklatter (endozoisk spredning). En stor del af den danske flora har frø, der er spiringsdygtige efter en tur gennem græsningsdyrenes mavearmkanal (Buttenschøn 2007). Via de græssende dyr kan frøene spredes over lange afstande.

Ved en samlet drift af eksisterende og nye naturarealer er det vigtigt at være opmærksom på risikoen for næringsberigelse af følsom natur, især hvor områder af følsom natur fysisk ligger som små 'øer' i landskab af produktive arealer.

#### **7.1.4 Succession på bar jord**

Et sluttet plantedække med flerårige kulturgræsser og kløver kan udgøre en uoverstigelig barriere for kolonisering af de vilde planter, der karakteriserer de lysåbne naturtyper. For at øge muligheden for kolonisering af målarterne bør det nye naturareal derfor udlægges med bar jord uden tilsåning. Herved øges sandsynligheden for, at der sker en kolonisering af frø og andre spredningsenheder, enten fra jordens frøbank eller spontan spredning fra omgivelserne.

Der kan skabes blottet jord eller mindre åbninger i etableret vegetation ved forskellige former for jordbearbejdning. Det mest radikale indgreb er dybdepløjning/reolpløjning, der vender jorden i 60-70 cm dybde. Herved bliver det hidtidige muldrag, den ophobede næringsstofpulje og frøkrudt "pløjet" ned i en dybde, som vil have begrænset indflydelse på overfladens plantesamfund (Ödman m.fl. 2012). Samtidig udgør en relativ jomfruelig råjord efterfølgende det fremtidige udgangspunkt for flora, funga og fauna. Arealet "nulstilles" populært sagt, hvilket vil begunstige et stort antal sjældne insekt- og plantearter.

Man kan også vælge at udføre en almindelig landbrugspløjning, hvor det øverste jordlag (15-20 cm) vendes rundt. Herved begraves vegetationen og hele arealet efterlades blottet og klar til kolonisering. Harvning er et eksempel på en mere skånsom mekanisk jordbehandling, hvor vegetationen og jordoverfladen brydes op, uden at de øvre jordlag vendes rundt. Endelig kan man anvende en skånsom strigling af vegetationen, hvorved der skabes mindre åbninger i plantedækket, med mere begrænsede muligheder for kolonisering af målarter. Hvis næringsstatus er høj, vil strigling og harvning næppe åbne arealet i tilstrækkelig grad for målarter.

Målarternes muligheder for kolonisering af successionsarealet kan øges ved at udføre jordbehandlingen i en tør periode sidst på sommeren eller starten af efteråret.

Valg af metode afhænger af de lokale forhold. Udvaskningen af næringsstoffer til de omgivende arealer er således større ved de mere radikale indgreb (pløjning) end ved de mere skånsomme jordbehandlinger (harvning og strigling). Reolpløjning bør undgås i områder med særlige kulturhistoriske interesser.

#### **7.1.5 Græsning og høslæt**

En fuldstændig genopretning af artsrige lysåbne plantesamfund som fx ferske enge, strandenge og overdrev forudsætter, at der etableres græsning eller høslæt på det område, hvor man ønsker at udvikle et nyt naturområde. Græsning og høslæt efterligner de store forhistoriske dyrs græsning og fast-

holder lysåbne plantesamfund i tidlige successionstrin. De to tiltag er imidlertid også forskellige på vigtige punkter: Græsningen er en naturlig proces. Den fysiske forstyrrelse af vegetationen er gradvis og rumligt variabel, idet nogle områder græsses mere intensivt end andre. Desuden er dyrene selektive, og der er mulighed for at udvikle øer af vedplanter og med tiden gamle solitære træer på græsningsarealerne til gavn for mange arter. Endelig efterlader dyrene gødning, som er et vigtigt levested for specialiserede insekter og svampe, hvoraf mange er truet. "Møgdyr", som lever i kokasser og hestepærer, er vigtige byttedyr for eksempelvis fugle og flagermus. Høslæt adskiller sig fra græsning ved at være en pludselig og ensartet fjernelse af biomassen på én gang. Hvis høslæt gennemføres på naturlige overdrev og enge uden tilførsel af gødning, kan resultatet være meget artsrige plantesamfund med mange sjældne arter, blandt andet fordi høslættet fjerner næringsstofferne og er en effektiv måde at skabe fosforfattige miljøer på (Wassen m.fl. 2005). Men biodiversitet knyttet til nedbrydning af dyrenes ekskrementer har ikke megen glæde af høslættet, og det skaber ikke den samme rumlige variation i overfladen og vegetationsstrukturen, som græsning gør.

Græsning og høslæt kan begge modvirke, at enkelte konkurrencesterke arter dominerer successionsarealerne (Gibson & Brown 1992, Pywell m.fl. 2002). Det drejer sig typisk om effektivt spredte og højt voksende græsser og bredbladede urter, der er meget almindelige i det ugræssede landskabs vejkanter, markskel og levende hegn.

Græsning og høslæt skal tilpasses arealernes produktivitet. Meget næringsfattige arealer med rå mineraljord behøver kun ganske små forstyrrelser for at opretholdes som lysåbne, mens mere produktive arealer kræver hyppige forstyrrelser.

### 7.1.6 Andre forhold

På ryddede nåletræsbevoksninger kan jordbundens surhedsgrad være begrænsende for udviklingen af en god naturtilstand. På tør bund vil arealer med meget lav pH typisk udvikle sig mod hede, medens det er vanskeligt at genskabe en karakteristisk overdrevsvegetation (Dahl-Nielsen 2013). I klitplantagerne i Østerild fandt Nygaard m.fl. (2012) således pH-værdier ned til 2,75 i skovbunden under bevoksninger med sitka-gran og skov-fyr. De lave pH-værdier kan medføre en væsentlig begrænsning i mulighederne for en vellykket genopretning af klitnaturen, da forsuring er kendt for at føre til tab af arter på heder og overdrev (Strandberg m.fl. 2011).

Selv om der udlægges erstatningshabitater for særlige arter, er det ikke sikkert, at de responderer på dette, bl.a. som følge af en mulig stedtrofasthed. Således yngler en række fåtallige arter som stor kobbersneppe, almindelig ryle og brushane ikke i Skjern Enge, selv om en spredning fra den nærliggende Tipperhalvø i høj grad er mulig (Bregnballe m.fl. *in prep*). Dette må til dels tilskrives en vis stedtrofasthed mod de nuværende yngleområder, men muligvis også at rekrutteringsgrundlaget mangler, hvilket vil være en gennemgående begrænsning for fåtallige arters evne til at kolonisere nye områder. Flere andre faktorer kan dog også have betydning for, at fugle ikke benytter et erstatningshabitat, fx en større kvælstofpulje, mindre fødetilgængelighed, flere forstyrrelser, større prædation mv.

Et erstatningshabitat skal sikre den langsigtede bevaring af målarterne og deres levesteder samt være stort nok til at være økologisk selv bærende eller være en del af et netværk af flere udlagte erstatningsområder. Selvom etab-

lering af erstatningshabitat ofte anbefales som et muligt kompenserende tiltag i forbindelse med etablering af vindmølleparker, er det således uvist, hvorvidt det er en effektiv løsningsmodel på større skala. Der findes dog et enkelt eksempel på, at etablering af erstatningshabitat for ynglende kongeørn, der potentielt ville blive negativt påvirket af en vindmøllepark i Skotland, har forbedret forholdene lokalt. Her har man ryddet en 4,5 km<sup>2</sup> plantage med en ikke-hjemmehørende fyrretræsart og genetableret den oprindelige hede. Dette har forbedret både føde- og ynglemuligheder for kongeørn (Bowyer m.fl. 2009).

Det er vigtigt at sikre, at de arter, der udlægges erstatningshabitat til, danner bestande, der i en periode kan bære at miste en del af deres yngle- eller rastområder, indtil det nyetablerede område er attraktivt for arten.

## 7.2 Arealtyper med højt naturpotentiale

Det største potentiale for udvikling af erstatningsnatur vil være i områder med næringsfattig jordbund, kort dyrkningshistorie, nærliggende naturområder og eventuelt tillige muligheder for at retablere kontakten til næringsfattigt grundvand eller overfladevand. Sådanne steder findes allerede i dag – typisk i områder hvor det nærmeste opland er domineret af udyrkede naturområder som skove, heder og overdrev, eller hvor de øvre, næringsrige jordlag er fjernet (fx råstofgrave). Her, langs kysterne, inde i plantagerne eller i ådale omgivet af skove er udfordringen først og fremmest at få genetableret græsningen, så der bliver plads til lysåbne rig- og fattigkær, enge og overdrev med tæppe- og tuedannende mosser og lavtvoksende urter. Andre steder må man starte med at genoprette det økologiske rum ved udpining af næringsstofferne og genopretning af de hydrologiske forhold gennem bl.a. fjernelse af dræn og tilkastning af grøfter. Det er vigtigt, at hydrologiske indgreb ikke resulterer i en tilførsel af næringsbelastet overfladevand, som kan ende med at gøre mere skade end gavn. Størst potentiale vil der naturligvis være, hvis man kan øge mængden af rent grundvand. Ofte vil det mest omkostningseffektive tiltag bestå i at standse afledningen af rent grundvand via grøfter. Alternativt gennem reduktion af vandindvinding (til fx dambrug eller markvanding). Ligeledes er det vigtigt, at ændringen i vandspejlet ikke foregår så hurtigt, at eksisterende sårbar natur forsvinder. Her er det helt centralt, at der foreligger en grundig feltkortlægning af de områder, som påtænkes genoprettet, for at man kan afveje hensynet til den natur, som kan mistes, mod den natur, som kan udvikles efter genopretningen.

### Udvikling af ny natur på dyrkede marker

Hvis de rette, særlige omstændigheder er til stede, kan lysåben naturtyper godt udvikles fra tidligere dyrkede marker (Degn 2001, Ejrnæs m.fl. 2008). I praksis er dette sket uforsætligt mange steder i Danmark. Der findes ingen nøjagtige opgørelser, men stikprøver antyder, at en tredjedel eller mere af det samlede areal i Danmark med registreret § 3-overdrev faktisk netop er udviklet på opgivne agre (Bruun & Ejrnæs 1995). Næsten alle ikke-skrånende overdrev inde i landet er udviklet på opgivne marker. Mange steder er landbrugsdriften ophørt, fordi jorden har været sandet og udpint, og så har de nøjsomme overdrevsplanter haft let ved at vinde indpas, hvis der har været nærliggende frøkilder.

Men på langt de fleste intensivt dyrkede marker (Bakker & Berendse 1999) er det særdeles vanskeligt at genoprette en god naturtilstand, med mindre der er tale om en tør, næringsfattig sandjord, hvor næringsstofferne hurtigt vil blive udvasket, og hvor sommertørken sætter en grænse for de konkur-

rencestærke plantearters dominans. De dyrkede marker bør derfor kun undtagelsesvist inddrages som erstatningsarealer, fordi potentialet er for ringe. Der findes dog situationer, hvor det er meningsfuldt at gøre en undtagelse: Hvis et eksisterende naturareal ønskes beskyttet mod randpåvirkninger fra markdriften, eller der skal skabes et større sammenhængende naturområde ved at inddrage dyrkede arealer mellem flere eksisterende naturområder.

#### **Udvikling af ny natur på græsarealer**

Potentialet for naturudvikling er større på græsmarker end på marker i om-drift. De intensive græsarealer, der primært omfatter græs i rotation, har et mindre potentiale end de mere ekstensive græsarealer (eksempelvis permanente græsarealer), herunder kulturrenge, der omlægges hyppigere end hvert 7.-10. år (se eksempler på intensive og ekstensive græsarealer i Levin 2013). For at øge chancerne for, at de spontane arter kan kolonisere arealerne, bør de etablerede kulturgræsser fjernes ved pløjning eller harvning hvorefter arealet udlægges til fri succession fra bar jord. Hvis arealet har været udpint ved dyrkning kan succession starte fra stubmark.

#### **Udvikling af ny natur i plantager**

De beskyttede naturarealer er i dag beskyttet mod tilplantning, men sådan var det ikke for 100 år siden. Mange overdrevsbakker, klitter og heder er blevet tilplantet med nåletræer, og man har typisk tilplantet de områder, som var vanskeligst at dyrke: Stejle skrænter og sandede eller stenede bakker. Plantagerne er fattige på natur sammenlignet med lysåbne naturtyper, men tilplantningen har, ganske utilsigtet, reddet jorden fra at blive gødsket. Derfor, og fordi plantagerne mange steder rummer rester af den lysåbne natur i bryn og langs skovveje, er plantagerne oplagte indsatsområder for udvikling af nye overdrev, heder og klitter.

Man kan med fordel kombinere genopretningen af lysåbne naturtyper med genskabelsen af skovlysninger ved at foretage mindre pletvise rydninger inde i skoven, gerne omkranset af skovbryn af løvfældende træer og buske og gerne iblandet insektbestøvede arter. Det kunne eksempelvis være lind, tjørn, roser, slåen, pil, bævreasp, eg, røn m.fl. Mange plantager skjuler i dag nogle af vores mest fascinerende, stærkt kuperede randmorænelandskaber, og en konvertering til overdrev vil kunne åbenbare istidens landskaber og genskabe tabte udsigter.

#### **Andre arealtyper**

Der findes en række arealtyper, som man ikke typisk forbinder med natur, men hvor der er et stort potentiale for naturudvikling på grund af den næringsfattige jordbund.

I råstofgrave har udnyttelsen blottet den næringsfattige mineraljord, som er et velegnet substrat for overdrevsplanterne. Tilmed er der skabt meget varierende topografi med skrænter, som vender mod alle verdenshjørner. Ofte vil der være naturlige vandfyldte lavninger, hvor vandhuller eller mosevegetation kan bidrage til en varieret græsningsressource for græssende dyr.

Ved større, nye vejanlæg, som eksempelvis motorveje eller hovedveje, vil de høje vejskrænter eller brede midterrabatter ofte være bygget op af tilsvarende næringsfattig mineraljord. I begge situationer gælder det om at undgå pålægning af næringsrig muldjord og tilsåning med græsblandinger. Muldjorden kan ganske vist medvirke til en hurtigere etablering af en sammenhængende frodig vegetation, men vil være en alvorlig forhindring for udviklingen af næringsfattig og artsrig overdrevsvegetation. Det kan godt synes lidt

perifert med overdrev langs vejene, fordi der kun er tale om smalle strimler af udyrket vegetation. Men det samlede danske areal med vejkanter overstiger faktisk det samlede registrerede areal med § 3-overdrev, og mange steder i agerlandet er overdrevene i praksis forsvundet, og kun vejkanter og gravhøje er tilbage.

Tabel 7.1 giver eksempler på omkostningseffektiviteten ved forskellige metoder til etablering af nye naturarealer.

Ved eftersøgning af egnede erstatningsarealer kan der med fordel tages udgangspunkt i NaturErhvervstyrelsens marktema (GIS-laget "mark" på <https://kortdata.fvm.dk>), hvor der er oplysninger om afgrøderne på de dyrkede marker, skov-afgrøder samt forekomsten af arealer med en mere ekstensiv drift (fx brakmarker og ekstensive og intensive græsarealer).

I HNV-kortet (Ejrnæs m.fl. 2012) og Biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2014) findes temaer over organiske lavbundsjord, skråninger med en hældning over 15 grader, skovkontinuitet og struktur, naturtæthed og naturopland, nærhed til beskyttede naturarealer og småbiotoper, forekomst af rødlistede arter og bilagsarter, indikatorer for vegetationens artsammensætningen mm. Disse kan med fordel inddrages i en evaluering af egnede arealer til udvikling af ny natur. HNV-kortet er tilgængeligt på Danmarks Miljøportal og Biodiversitetskortet findes på Naturstyrelsens hjemmeside.

Det er vanskeligere at finde kort over vejskrænter, bynære grønne arealer og råstofgrave og der mangler generelt informationer om bevoksningstyper uden for statens skove.

### 7.3 Landskabsmæssig sammenhæng

Et naturareal kan bidrage med en merværdi til naboarealerne og til det landskab, arealet befinder sig i. Et areals værdi for biodiversiteten kan således ikke udelukkende bedømmes på den aktuelle naturtilstand og forekomsten af sjældne og truede arter, men også i forhold til den geografiske og økologiske kontekst. Tilsvarende forøges værdien af at udlægge et nyt naturareal, hvis dette areal samtidig forbinder eksisterende levesteder for truede arter, forbedrer truede arters spredningsmuligheder, udvider eksisterende levesteder for truede arter, eller hvis det beskytter eksisterende levesteder for truede arter mod påvirkninger og forurening fra omgivelserne.

Det ligger i sagens natur, at truede arter ofte er specialiserede og har nogle habitatkrav, som typisk ikke kan tilgodeses i det kultiverede landskab – heller ikke på arealer, hvor dyrkningen har været opgivet i kort tid. Ofte er det medvirkende til arternes trusselbillede, at de har en meget ringe spredningsevne.

Der er solid videnskabelig evidens for den negative effekt på biodiversiteten af en fragmentering af tidligere sammenhængende levesteder, og set i dette lys gælder det om at bevare eksisterende levesteder og undgå yderligere fragmentering (Saunders m.fl. 1991). Der er straks mere videnskabelig diskussion, når det gælder værdien af genoprettede korridorer. Det har været påvist, at korridorer kan forøge spredningen af en række arter i landskabet, men den videnskabelige evidens tyder også på, at korridoreffekten er lille sammenlignet med effekten af det forøgede levestedsareal (Hodgson m.fl. 2011). I praksis er arealer først værdifulde som korridorer, når de også har så god en naturtilstand, at de kan fungere som levested for de truede og spredningsbegrænsede arter. Idéen om spredningskorridorer og trædesten er let



forståelig og tillokkende, men i praksis er betydningen overvurderet og næsten altid underordnet vigtigheden af det samlede nationale areal af effektivt beskyttet levested for truede arter. Eller med andre ord: Det kan i de fleste tilfælde betale sig at beskytte et lille isoleret levested for truede arter, før det kan betale sig at tage et landbrugsareal ud af drift for at skabe en fremtidig forbindelse mellem to eksisterende naturarealer. Det lille isolerede levested vil godt nok have en forringet habitatkvalitet grundet fragmentering, men det vil samtidig være det kerneområde, som enhver kommende naturgenopretning i hele det omgivende landskab afhænger af.

Den vigtigste synergi opstår når tilføjelsen af et areal til et netværk af natur kan medvirke til at retablere en økologisk proces, som er vigtig for at beskytte biodiversiteten, eller når et nyt naturareal kan medvirke til at beskytte levesteder for truede arter mod randpåvirkninger fra eksempelvis dyrkede marker. Fx var dyrkningsophør i Skjern Enge en forudsætning for, at Skjern Å kunne genoprettes som et dynamisk vandløb med periodevise oversvømmelser. Og det kan være meningsfuldt at udtage erstatningsarealer af dyrkning for at beskytte naturarealer, herunder nedstrøms skrænter eller vådområder, mod vinddrift og udvaskning af næringsstoffer og sprøjtegifte (Ejrnæs & Buttenschøn 2012).

Andre steder kan udtagning af dyrkningsjord være forudsætningen for at etablere store sammenhængende naturområder med helårsgræsning af flere forskellige græssende dyr, med plads til store, vilde dyr som elg, vildsvin, kronstyr og bæver eller med plads til fri kystdynamik og sandflugt (Svenning m.fl. 2012). På tværs af Europa er bestande af store dyr på vej frem, både i antal og udbredelse. Man taler om rewilding, når de store dyr kommer tilbage til landskabet, og her ligger et endnu uudnyttet potentiale for en vildere natur, hvor naturens egne processer omkostningseffektivt medvirker til at bevare biodiversiteten (Sandom m.fl. 2013). Store, vilde dyr kan også trives i kulturlandskabet, så længe der er et fødegrundlag, men hvis de store dyrs påvirkninger skal gavne biodiversiteten, skal den foregå i naturområder, hvor dyrkning, dræning, gødskning og beboelse ikke begrænser naturens egne processer. Ofte handler denne form for synergi om den samlede størrelse af naturarealerne, og her anbefaler Svenning m.fl. (2012) at satse på at etablere sammenhængende naturområder i Danmark på minimum 200 km<sup>2</sup>. I visse tilfælde kan der dog også opstå synergi på mindre skala, eksempelvis ved etableringen af store, varierede græsningsområder, som muliggør helårsgræsning i kraft af forskellige naturtyper, som kan tilfredsstille dyrenes behov på alle årstider.

#### **7.4 Tidshorisonter for udvikling af ny natur**

Selvom der er genskabt mange vådområder i Danmark gennem de sidste 20 år, og talrige LIFE-projekter har genskabt nye heder, klitter og overdrev, er den eksisterende viden om udviklingen af ny natur meget mangelfuld. Det hænger sammen med, at der ikke har været tradition for at dokumentere udviklingen, og at der i projekterne ikke har været et krav om overvågning. Den tilgængelige viden om hastigheden og retningen af den naturlige succession findes derfor primært i den internationale videnskabelige litteratur og som personlige erfaringer hos de danske naturforvaltere. Den tilgængelige viden bygger typisk på studier af enkelte arealer, hvor de lokale forhold kan have helt afgørende betydning for udviklingen. Hertil kommer, at et fåtal af de publicerede studier rækker længere end de første få år efter genopretningens start.

**Tabel 7.1.** Arealtyper som kan inddrages til udvikling af nye naturarealer. Naturpotentialet, metodeovervejelser og omkostningseffektivitet er skitseret.

Udgangspunkt: Arealtype	Målsat Naturtype	Naturpotentiale	Metodeovervejelser				Omkostningseffektivitet
			Næringsstoffer	Hydrologi	Biotiske forhold	Opfølgning	
Dyrkede marker - isoleret	Overdrev og hede	Lille	Reolpløjning eller målrettet udpining af jorden		Assisteret spredning		Lille
	Fersk eng, strandeng, mose	Lille		Genopretning af hydrologi			
	Vandhul	Moderat		Udgravning af lavning med lav bredhældning			Moderat
Dyrkede marker – nabo til eller buffer omkring velfungerende lokaliteter	Overdrev og hede	Lille-stort	Reolpløjning eller målrettet udpining af jorden			Samgræsning med naboarealer	Lille-moderat. Afhænger af tilstanden på naboarealer
	Fersk eng, strandeng, mose			Genopretning af hydrologi			
	Vandhul			Udgravning af lavning med lav bredhældning		Moderat	
Intensive græsarealer	Overdrev og hede	Lille-stort	Målrettet udpining af jorden		Etablerede kulturgræsser håndteres ved jordbehandling	Samgræsning med naboarealer	Moderat
	Fersk eng, strandeng, mose			Genopretning af hydrologi			
	Vandhul			Udgravning af lavning med lav bredhældning			
Ekstensive græsarealer og kulturenge	Overdrev og hede	Moderat-stort	Målrettet udpining af jorden		Etablerede kulturgræsser håndteres ved jordbehandling	Samgræsning med naboarealer	Moderat-stor
	Fersk eng, strandeng, mose			Genopretning af hydrologi			
	Vandhul			Udgravning af lavning med lav bredhældning			
Nåletræsplantager	Overdrev og hede	Stort	Fjerne førne og næringsstoffer efter rydning				Stor
	Fersk eng, strandeng, mose			Genopretning af hydrologi			
	Vandhul				Udgravning af lavning med lav bredhældning		

Nye vejanlæg og vejskrænter	Overdrev	Moderat – stort (hvis målarter er på nabo- areal)	Friholdelse af deponering af næringsrig muldjord		Ingen udsåning af kommercielle græsblandinger	Ekstensiv høslæt	Moderat-stor
Råstofgrave	Overdrev	Stort.	Deponering af næringsrig muldjord bør undgås.		Ingen udsåning af kommercielle græsblandinger		Stor
	Vandhul			Udgravning af lavning med lav bredhældning			
Græsplæner i bynære grønne områder og parker	Overdrev	Moderat. Stort rekreativt potentiale	Høslæt		Assisteret spred- ning	Ekstensiv høslæt.	Moderat
	Fersk eng		Høslæt	Genopretning af hydrologi	Assisteret spred- ning		

### **Udviklingen på tørre, sandede marker**

Naturlig succession på opgivne marker ("old field succession") er en af de bedst undersøgte processer inden for vegetationsøkologien (Connell & Slatyer 1977, Tilman 1993), og den videnskabelige litteratur omfatter en lang række studier fra hele verden (Bazzaz 1968, Pickett 1982). Også i Danmark har der været en lang tradition for at studere vegetationsudviklingen på opgivne marker, særligt på tørre sandede jorder (Warming, 1897, Børgesen & Jensen, 1904, Ferdinandsen, 1918, Holst, 1987, Mogensen, 1994, Rehfeldt, 1999, Degn, 2001, Ejrnæs m.fl. 2008).

Gamle beskrivelser af dyrkningspraksis på sandede og næringsfattige, jyske marker viser, at hedelyng dominerede plantedækket på marker, der har ligget brak i bare 3–5 år (Ferdinandsen 1918, Ejrnæs m.fl. 2008). Degn (2001) studerede udviklingen på en lille opgivne ager (fra 1975) på næringsfattig, sur og sandet jordbund omgivet af lynghede og fandt, at arealet havde karakter af hede efter 22 år. Hastigheden var dog væsentligt lavere end rapporteret i undersøgelserne fra den første halvdel af 1900-tallet. At successionen fra dyrket mark til hede eller overdrev forløber meget langsommere end for hundrede år siden var også konklusionen i et studie af successionens retning og hastighed på opgivne marker på Djursland (Ejrnæs m.fl. 2003). Det hænger uløseligt sammen med udviklingen i arealanvendelsen i det danske landskab og de medfølgende ændringer i jordbundens næringspulje (som følge af en omfattende og længerevarende gødskning) og frøbank og den øgede afstand til egnede spredningskilder.

Selvom der er gennemført relativt mange studier af vegetationsudviklingen på tørre, sandede, opgivne marker, mangler der grundlæggende viden om successionens hastighed og retninger under nutidige forhold. De publicerede udenlandske studier kan anvendes til at indikere, hvor lang tid det kan tage at etablere nye naturarealer, der kan fungere som erstatning for tabt natur. Studier af opgivne marker i Rumænien (Ruprecht 2006), hvor arealanvendelsen er mindre intensiv end i Danmark, har vist, at tørt græsland kan udvikles på blot 14–20 år, hvis der er en høj tæthed af egnede spredningskilder inden for ganske kort afstand (500 m). Til gengæld har studier af gamle kalkoverdrev i Frankrig vist, at vegetation og jordbund på opgivne agre afviger fra ikke-opdyrkede overdrevarealer så lang tid som 100 år efter dyrkningens ophør (Forey & Dutoit 2012). Og i et engelsk studie af kalkoverdrev var der efter 60 år stadig tydelige forskelle mellem reference arealer og gamle marker. Da successionshastigheden afhænger af jordens næringsstatus ved dyrkningens ophør, må det formodes, at udviklingen forløber endnu langsommere ved udtagning af nutidige, intensivt dyrkede marker.

### **Udvikling af vådområder**

Medens der er nogen evidens for udviklingen af nye heder og overdrev på tørre, sandede jorder, er vores viden om successionens forløb mod nye ferske enge, moser og strandenge meget mangelfuld. Meget tyder dog på, at begrænsningerne for en succesfuld udvikling af erstatningsnatur er flere end på tør, sandet bund, da det tillige forudsætter, at den naturlige hydrologi bliver genoprettet. Lykkes det omvendt at genetablere kontakten til det rene grundvand, vil vandet have en naturlig evne til at binde næringsstoffer, og en høj vandstand kan være en effektiv måde at få ændret vegetationssammensætningen fra at være domineret af kulturplanter til en dominans af naturlige mose- og engplanter.

### **Udvikling af vandhuller**

I modsætning til de terrestriske naturtyper vil mange næringsrige vandhuller umiddelbart kunne kompenseres ved at udlægge et eller flere tilsvarende vandhuller. Nye vandhuller kan nemlig relativt hurtigt fungere som levested for eksempelvis padder (fx grønbroget tudse) og fouragerende andefugle. Det er således veldokumenteret, at rastende og fouragerende vandfugle reagerer hurtigt og talrigt på nyetablerede vandområder, i større skala fx ved Skjern Enge og Egå Engsø (Bregnballe m.fl. *in prep*).

### **Kontinuitet af levesteder**

For de vilde dyr og planter kan det have stor betydning, at det tager lang tid at genskabe et tabt levested. Et erstatningshabitat, der fx skal kunne huse ynglende rørdrum eller plettet rørvagtel kan tage over 10 år, at blive etableret, hvis det kræver, at en ny rørskov først skal vokse op. I mellemtiden vil fuglenes potentielle yngleareal være mindre end før, der blev etableret vindmøller på deres tidligere ynglepladser. Udlægges nye strandenge, kan der gå op til 20 år før strukturen i jordbunden er gendannet, så den giver et optimalt fødegrundlag til ynglende vadefugle (Kahlert m.fl. 2007). Da nyetablerede strandenge derfor i de første mange år sandsynligvis vil huse en bestand af vadefugle, der er lavere, vil der kunne kompenseres ved at udlægge et erstatningshabitat flere gange større end det reelle habitattab.

## **7.5 Møllestedet som levested**

Selve mølleområdet har et indbygget potentiale som levested, selvom naturtilstanden ikke nødvendigvis udvikler sig til en beskyttet naturtype, blandt andet som følge af, at det omfattende piloteringsarbejde og etableringen af fundamenter kan medføre ændringer i de lokale hydrologiske forhold. Således vil det være muligt i anlægsfasen at sikre, at mølleområdet udlægges til fri succession med en rå mineraljord uden næringsbelastet muldlag. Hvis møllen etableres på en bakke vil den topografiske variation på bakken medvirke til at skabe et varieret mikroklima, og især vil der være varme, veldrænede forhold på den sydvendte del af møllebakken. Mølleområdet vil være friholdt fra dyrkning, men vil uden problemer kunne inddrages i en græsningsfold sammen med nærliggende naturarealer. De arter, som således vil kunne udnytte levestedet omkring møllen, vil typisk være arter, som ikke reagerer negativt på møllen selv: Karplanter, mosser, laver, svampe, insekter, padder og krybdyr. For at der skal være en positiv effekt overfor padder og krybdyr, skal arealerne omkring møllerne ligge tæt på egnede ynglesteder og omfatte større arealer, der ikke er i omdrift.

## 8 Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag for fugle

Sideløbende med de senere års omfattende udbygning af både hav- og land-baserede vindmølleparker er der udviklet løsningsmodeller med henblik på at reducere de potentielle negative effekter på de berørte fuglebestande. Nedenfor præsenteres eksempler på generelle tiltag og principper, der kan implementeres med henblik på at reducere potentielle negative effekter af landbaserede vindmøller i Danmark.

Løsningsmodellerne omfatter tre overordnede aspekter: 1) Hensigtsmæssig placering, 2) afværgeforanstaltninger, der minimerer effekterne og 3) kompenserende tiltag.

Først og fremmest skal potentielle konflikter reduceres gennem en hensigtsmæssig placering af vindmølleparken allerede i de tidlige stadier af planlægningen. Dernæst bør potentielle negative effekter på fuglelivet minimeres gennem en hensigtsmæssig udformning af projektet i forhold til fugles adfærd eller ved at reducere risikoen for utilsigtede effekter. Hvis det ikke er muligt at afværge negative effekter i form af habitattab og øget kollisionsrisiko, kan det være nødvendigt at iværksætte kompenserende tiltag, der modvirker disse.

Der skelnes mellem afværgeforanstaltninger, der er direkte relateret til den enkelte mølle eller vindmølleparken som helhed, og kompenserende tiltag, der reducerer mortalitet forårsaget af andre faktorer. Det skal bemærkes, at de underliggende risikofaktorer kan være artsspecifikke. Der findes derfor næppe universelle løsningsmodeller. Dette betyder samtidigt, at foranstaltninger og tiltag, der tilsyneladende reducerer negative effekter for en bestemt arts vedkommende, ikke nødvendigvis har samme effekt i forhold til andre arter.

Det er vigtigt at vurdere de potentielt negative effekter af kollisionsrisiko og habitattab sammen med andre faktorer, der kunne tænkes at bidrage til den samlede negative påvirkning af en given bestand. Det er derfor oplagt at forsøge at reducere de kumulerede påvirkninger ved så vidt muligt at anvende relevante afværgeforanstaltninger som standard ved etablering af nye vindmølleparker (Drewitt & Langston 2008).

Der findes desværre kun få eksempler på opfølgende studier af afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag. Der savnes således ofte viden om, hvorvidt implementerede afværgeforanstaltninger har haft den ønskede effekt (NWCC 2007). Denne gennemgang rummer derfor kun få eksempler på validerede løsningsmodeller.

Det anbefales generelt at monitorere mortalitet efter etableringen af en vindmøllepark, idet denne information kan være et vigtigt grundlag for mere målrettede, effektive foranstaltninger, der kan reducere negative effekter over tid.

## 8.1 Hensigtsmæssig placering

Allerede i den indledende fase af planlægningen af en kommende vindmøllepark skal placeringen overvejes nøje. Der skal tages omfattende hensyn til naturværdierne i det pågældende område, herunder fuglelivet. Dette fremgår af [Cirkulære om planlægning for og landzonetilladelse til opstilling af vindmøller](#). Der er således ingen tvivl om, at placeringen af en vindmøllepark er den mest afgørende faktor i forhold til at reducere de potentielle negative effekter. Dette kræver imidlertid et indgående kendskab til forekomsten af fugle i det pågældende område og deres udnyttelse af dette.

## 8.2 Afværgeforanstaltninger

Når placeringen af en vindmøllepark er fastlagt, findes en række tiltag, der kan implementeres med henblik på at reducere de potentielle negative effekter på fuglelivet. Disse tiltag omfatter den rumlige, dvs. vindmøllernes indbyrdes afstand, og/eller temporære, dvs. tidspunkter for drift, konfiguration af vindmølleparken og de tilknyttede faciliteter, mens andre tiltag kan rettes mod den enkelte mølle eller bestemte grupper af møller.

### 8.2.1 Møllekonfigurationens betydning for kollisioner

Der mangler viden om, i hvilket omfang konfigurationen af en vindmøllepark kan påvirke risikoen for kollisioner mellem møller og fugle. Der findes således ingen generelle retningslinjer for den optimale afstand mellem de enkelte møller og rækkerne af møller, ligesom det er uvist, hvorvidt orienteringen af rækkerne har betydning for kollisionsrisikoen. Det er således uvist, hvorvidt kollisionsrisikoen er forskellig for vindmøller opstillet i rækker eller i mere eller mindre tilfældige grupper. Drewitt & Langston (2006, 2008) påpeger på baggrund af en gennemgang af studier af fugles reaktioner på havvindmøller, at rækker af møller ikke bør placeres vinkelret på trækruter. Det er således vigtigt at sikre, at der er korridorer mellem fx rækker af møller, der placeres i forhold til de overordnede trækruter i området. På deciderede træksteder, især til havs, kan det i visse tilfælde være muligt at fastslå den generelle trækretning, om end denne kan ændres afhængigt af, hvorvidt der er tale om forårs- eller efterårstræk, mens trækretninger over land ofte er mere variable, men dog til en vis grad forudsigelige. Danske undersøgelser af havbaserede vindmøller har således vist, at trækkende ederfugle i et vist omfang er i stand til at udnytte området mellem parallelle møllerækker som trækkorridor (Desholm & Kahlert 2005). Det må formodes, at samme forhold i en vis udstrækning gør sig gældende over land.

Thelander & Smallwood (2004) påpeger, at vindmøller opstillet i parallelle rækker tilsyneladende udgør en mindre kollisionsrisiko for fugle. Det er således muligt, at en konfiguration, hvor møllerne opstilles parallelt med trækretningen, kan udgøre en visuel ledelinje for fugle, så de guides gennem mølleparken i sikker afstand til naborækkerne.

Thelander & Smallwood (2004) anbefaler ligeledes, at møllerne placeres i sammenhængende rækker eller grupper, så ingen møller står isoleret, idet disse kan forårsage relativt flere kollisioner med fugle. Dette støttes af Orloff & Flannery (1992), mens undersøgelser udført af Thelander & Rugge (2000) indikerer, at der ikke er forskel i kollisionsrisikoen for møller placeret i enden af en række og møller placeret i selve rækken.

Den specifikke placering af den enkelte vindmølle indenfor mølleparken kan have betydning for kollisionsrisikoen. Det er således vigtigt at undgå landskabelementer, der kan tiltrække fugle, idet amerikanske undersøgelser tyder på, at fx møller placeret på bakketoppe og skråninger kan udgøre en større kollisionsrisiko (Thelander & Smallwood 2004, Strickland m.fl. 2001, Erickson m.fl. 1999).

Det anbefales generelt at reducere mængden af ydre strukturer, som fx stiger og platforme, der kan gøre det ud for fx hvilepladser, redesteder og udgispoter. Dette gælder ikke blot for selve møllerne, men også tilknyttede faciliteter (Sterner 2002, Thelander & Rugge 2000, U.S. Fish & Wildlife Service 2003).

Det anbefales desuden, at brugen af barduner til lys- og målemaster minimeres. Barduner bør altid udstyres med anordninger, der gør dem mere synlige for fugle. Forsøg med mærkning af luftførte elkabler har således vist, at dette er et tiltag, der effektivt reducerer kollisionsrisikoen for visse arter, hvorfor dette må formodes også at gælde barduner (Morkill & Anderson 1991, Alonso m.fl. 1994, Janss & Ferrer 1997).

### **8.2.2 Habitattab**

Der er i mange tilfælde påvist en vis sammenhæng mellem møllernes størrelse og habitattabet. Dette gælder fx for vibe (Hötker m.fl. 2004) og kortnæbbet gås, idet gæssenes sikkerhedsafstand og dermed habitattabet øges med størrelsen af den enkelte mølle (Madsen & Boertmann 2008). Den teknologiske udvikling går mod, at eksisterende mølleparker erstattes med et mindre antal større møller, der placeres med større indbyrdes afstand. Sidstnævnte tillader muligvis, at visse arter kan udnytte arealet mellem nabomøller. De er dog vanskeligt, at vurdere effekten af, at møllestørrelsen øges, idet et øget habitattab muligvis modsvares af en mindre kollisionsrisiko (se ovenfor). Det er med det eksisterende vidensgrundlag ikke muligt at definere en optimal indbyrdes placering af moderne møller, idet denne afhænger af lokale og artsspecifikke forhold, og dermed artssammensætningen i det pågældende område.

Larsen & Madsen (2000) viste, at habitattabet for kortnæbbet gås var større for møller opstillet i større klynger sammenlignet med møller på række og i mindre klynger. Den primære årsag til denne forskel var dog, at møller på række og i mindre klynger typisk var placeret i tilknytning til fx veje og bygninger, der i forvejen afstedkom et habitattab, idet gæssene undgår at fouragere tæt på disse, mens større klynger typisk var placeret i det åbne land. Det anbefales således, at møller opstilles i rækker eller mindre klynger i tilknytning til eksisterende landskabelementer for derved at reducere habitattabet.

### **8.2.3 Habitatmodifikation**

I de tilfælde, hvor arealet udgør et attraktivt yngle- eller fourageringsområde og dermed potentielt tiltrækker fugle, der udsætter sig for en øget kollisionsrisiko, kan habitatet forsøges ændret, så den bliver mindre attraktiv. Dette kan eksempelvis gøres ved at ændre afgrødetypen på omkringliggende arealer, så disse ikke tiltrækker fx fouragerende gæs og svaner. Tiltag, der reducerer et givent områdes værdi for fugle, bør under alle omstændigheder baseres på en robust, forudgående analyse af, hvorvidt der vil forekomme



utilsigtede sideeffekter. Habitatmodifikation kan således udeløse et behov for kompenserende tiltag (se afsnit 8.3).

#### 8.2.4 Lys

Det er vigtigt at være opmærksom på, at lyssætningen på selve møllerne og andre strukturer, fx målemaster, ikke er medvirkende til at øge kollisionsrisikoen for fugle.

Det er således almindeligt kendt, at lys kan tiltrække nattrækkende småfugle og derved øge kollisionsrisikoen ved vindmøller og andre tekniske anlæg. For dagaktive arter vil trækbevægelser i situationer med dårlige lysforhold, fx i skumringen og i forbindelse med tæt tåge, ligeledes kunne udgøre en særlig risiko. I disse situationer kan lysets tiltrækning forstærkes, og dermed forøges kollisionsrisikoen.

En hensigtsmæssig lyssætning vil således kunne reducere den overordnede kollisionsrisiko. Det anbefales derfor, at der ikke anvendes lys udover det, der kræves for at opfylde myndighedernes krav. Dette betyder eksempelvis, at den mindst mulige andel af vindmølleme udstyres med fx advarselslamper.

Undersøgelser af kollisionsrisiko i forhold til forskellige lyssætninger på kommunikationsmaster, indikerer, at det i højere grad er blinkfrekvensen end lysets farve, der er vigtig i forhold til at reducere kollisionsrisikoen Gehring m.fl. (2006, 2009). Det anslås således, at antallet af kollisioner kan reduceres med omkring 50-71 % ved at erstatte konstant lysende advarselslamper med blinkende lamper. Evans m.fl. (2007) viste, at fugle tiltrækkes af konstant hvidt lys ved alle lysstyrker, mens det ikke var tilfældet ved anvendelsen af blinkende, hvidt halogenlys.

Selvom ovennævnte undersøgelser omhandlede kollisionsrisiko i forbindelse med kommunikationsmaster, er det rimeligt at antage, at de samme forhold gør sig gældende ved vindmøller.

For at undgå at tiltrække overflyvende fugle bør al belysning omkring faciliteter så vidt muligt afskærmes mod himlen og slukkes, når det ikke er nødvendigt. Dette gælder også under opstillingen af møllerne.

#### 8.2.5 Synligheden af møllevinger

Når en fugl nærmer sig roterende møllevinger, opstår fænomenet *motion smear*. Dette skyldes, at fuglens øje ikke er i stand til at bearbejde bevægelsesstimuli med høj hastighed. Dette forekommer primært ved vingespidsene, idet disse bliver gennemsigtige ved høje hastigheder. Fuglen opfatter således ikke den fare, der er forbundet med at passere den roterende mølle, hvorved risikoen for en kollision med møllevingen øges. Dette fænomen betragtes som hovedårsagen til, at kollisioner også forekommer i dagslys, hvor man umiddelbart ville forvente, at passerende fugle ville være i stand til at se møllevingerne og dermed undvige faren (Hodos m.fl. 2001, McIsaac 2001).

Hodos (2003) undersøgte, hvorvidt forskellige anordninger monteret på vingespidsene, mønstre på vingerne og rotationshastighed kunne øge vingerens synlighed overfor fugle, herunder synligheden af forskellige *anti-motion-smear* mønstre på vingerne, men ikke hvorvidt mønstrene kunne

modvirke, at en fugl holdt sig på sikker afstand af møllevingerne. Resultaterne var tvetydige, men tilsyneladende er en tynd stribe, der er forskudt henover vingen eller en enkelt sort vinge, det mest synlige for de fleste fugle. Mønsteret mister dog synligheden, når fuglen kommer nærmere end 50 m fra en stor mølle, der roterer langsomt.

Young m.fl. (2003) undersøgte, om UV-reflekterende møllevinger øger synligheden for rovfugle og spurvefugle, men kunne ikke eftervise en positiv effekt på forekomsten af fugle omkring møllerne, mortalitet eller kollisionsrisiko sammenlignet med konventionelle møllevinger. Det skal dog nævnes, at den lave mortalitet, der blev observeret i undersøgelsen sammenholdt med studiets design, som ikke var robust, gjorde det vanskeligt at drage statistisk holdbare konklusioner på baggrund af resultaterne.

Hodos (2003) undersøgte desuden, hvorvidt rektangulære plader fæstnet vinkelret på tværaksen af møllevingerne kunne reducere kollisionsrisikoen, når fugle nærmer sig møllen fra siden, dvs. parallelt med de roterende møllevinger. To møllevinger udstyret med anordningen var mere effektive end møllevinger uden anordninger, mens en enkelt møllevinge eller tre udstyret med anordningen viste sig at være uden effekt. To møllevinger med anordningen var dog mindre synlige mod en naturlig baggrund.

### **8.2.6 Rotationshastighed og standsning af møllerne**

Drewitt & Langston (2006) foreslår, at rotationshastigheden reduceres i trækperioder. Grundlæggende er det dog mølletypen, der afgør rotationshastigheden, og der er derfor begrænsede muligheder for at ændre på denne.

Der mangler desuden viden om, hvorvidt rotationshastigheden isoleret set har betydning for kollisionsrisikoen (Sternier 2002), idet der ikke tages højde for eventuelle adfærdændringer. I forbindelse med kollisionsberegninger antages typisk, at kollisionsrisikoen øges med rotationshastigheden (Band 2000), men det er uvist, hvorvidt den langsommere hastighed medfører, at fugle i mindre grad opfatter vingefeltet som en fare og dermed nedsætter undvigeresponsen.

Barrios & Rodriguez (2004) foreslår, at et antal møller tages ud af drift på tidspunkter, hvor vindhastigheden øger kollisionsrisikoen. Hüppop m.fl. (2006) foreslår ligeledes, at møllerne standses og vingerne justeres på de få nætter, hvor dårlige vejrforhold falder sammen med høj trækintensitet og dermed øger kollisionsrisikoen. Dette tiltag vil desuden kunne anvendes på tidspunkter, hvor eksempelvis tæt tåge falder sammen med store forekomster af fugle i rotorhøjde. Dette forudsætter dog, at det er muligt at sammenholde lokale fugleforekomster og vejrforhold.

Der er så vidt vides ikke udført feltundersøgelser med henblik på at afdække, hvorvidt standsning af møller effektivt nedsætter kollisionsrisikoen. Det må dog antages af stillestående møller udgør en mindre kollisionsrisiko end møller i drift (Drewitt & Langston 2008).

### **8.2.7 Tekniske anordninger**

Der findes tekniske anordninger, som kan være medvirkende til at reducere kollisionsrisikoen fx ved at iværksætte bortskræmning, standse eller kantstille møllerne ved forudgående detektion, som kan udføres vha. radar, når

fugle nærmer sig risikoområdet. Der foreligger dog ikke dokumentation for effektiviteten af anordningerne.

### 8.3 Kompenserende tiltag

Hvis negative effekter af en vindmøllepark er uundgåelige, kan det være nødvendigt at iværksætte kompenserende tiltag, der kan erstatte tabet af fourageringsområder. I de tilfælde hvor vindmølleparken forårsager øget mortalitet, som følge af kollisioner, kan det være nødvendigt iværksætte tiltag, der reducerer mortaliteten for de pågældende arter gennem hele årscyklus (Kahlert m.fl. 2005). Potentielle tiltag vil dermed ikke være begrænset til den tid af året, hvor arterne forekommer i området.

Kompenserende tiltag, der rettes mod bestemte arter i både overvintrings-, raste- og yngleområder, kan eksempelvis omfatte etablering af erstatningshabitat, som er beskrevet andetsteds, reduktion af menneskelig forstyrrelse eller mindsket jagttryk. Disse tiltag kan dermed fokusere på at reducere mortaliteten, øge overlevelsen eller ynglesuccessen hos de pågældende arter.

For trækfugle kan det imidlertid være vanskeligt, hvis ikke umuligt, at implementere tiltag, der rettes mod de perioder af årscyklus, hvor arten ikke forekommer i det område, hvor den negative påvirkning finder sted. I mange tilfælde vil det desuden være vanskeligt at kvantificere effekten af disse tiltag, der indirekte skal kompensere for den øgede mortalitet i forbindelse med en møllepark.

Som eksempel på et kompenserende tiltag kan nævnes, at højspændingsledninger ofte udgør en betydelig mortalitetsfaktor, især for større fuglearter med mindre manøvredegygtighed. Vandfugle, herunder gæs, svaner og tranefugle er således blandt de artsgrupper, der er mest udsatte for kollisioner med højspændingsledninger og master (Bevanger 1998). Det må derfor forventes, at tiltag, fx nedtagning eller afmærkning, der rettes mod at reducere denne mortalitetsfaktor, i et vist omfang vil kunne kompensere for den ekstra mortalitet, som måtte relatere sig til en vindmøllepark. Det er dog ikke altid muligt at kvantificere effekten af kollisionsreducerende tiltag rettet mod højspændingsledninger. Der er således behov for at kende omfanget af kollisioner med højspændingsledninger for de relevante fuglearter, og i hvilket omfang fx afmærkning øger undvigeresponsen. Det er dog værd at bemærke, at Jenkins m.fl. (2010) på baggrund af en gennemgang af litteraturen konkluderer, at en tilstrækkelig stor afmærkning, der øger tykkelsen af højspændingsledningen med mindst 20 cm over en længde på 10-20 cm placeret i passende afstand (5-10 m) generelt vil kunne reducere kollisionsrisikoen med 50-80 %. Se fx Kahlert & Therkildsen (2012) for en diskussion af mulighederne for at anvende denne afværgeforanstaltning med henblik på at kompensere for en øget mortalitet hos kortnæbbet gås ved ændringen af en vindmøllepark ved Klim Fjordholme.

En reduktion af jagttrykket nævnes ofte som et muligt kompenserende tiltag i de tilfælde, hvor en vindmøllepark måtte have en betydelig negativ påvirkning af en bestand, der udnyttes jagtligt. Dette tiltag er dog så vidt vides ikke afprøvet i praksis. Det gælder overordnet, at en reduktion i jagttrykket lokalt kan have en modsatrettet effekt, idet en total eller delvis jagtfredning må formodes at øge den pågældende arts udnyttelse af et givet område. Der vil dermed være risiko for at kollisionsrisikoen øges, hvis området ligger i tilknytning til eller omfatter selve vindmølleparken. Området, hvor jagttryk-

ket reduceres, må derfor nødvendigvis ligge i tilstrækkelig afstand fra den pågældende vindmøllepark. Det er desuden vigtigt at være opmærksom på, at der kan være demografiske forskelle mellem den mortalitet, som henholdsvis vindmøller og jagtlig udnyttelse påfører bestanden. Det bør her nævnes, at størrelsen af den nødvendige reduktion i antallet af nedlagte fugle ofte vil ligge langt under den årlige variation i det samlede jagtudbytte, se fx Kahlert m.fl. (2010).

#### **8.4 Afsluttende bemærkninger vedrørende afværgeforanstaltninger**

Der er kun udført få studier af effektiviteten af tiltag, der kan reducere de potentielle negative effekter af vindmøller på fugle. Der findes således kun få tiltag, hvor den ønskede effekt er valideret. De ovennævnte eksempler repræsenterer således i høj grad muligheder og principper, der kan anvendes med henblik på at reducere potentielle negative effekter. Som Drewitt & Langston (2006) påpeger, er det derfor nødvendigt at monitorere effekten af tiltag med henblik på at indsamle yderligere viden.

Det anbefales derfor, at effekten af anvendte tiltag monitoreres efter etableringen af vindmølleparken, idet denne information kan være et vigtigt grundlag for mere målrettede, effektive foranstaltninger, der kan reducere negative effekter over tid. Det er således vigtigt at klarlægge, hvorvidt bestemte møller eller dele af en vindmøllepark udgør en særlig kollisionsrisiko, fx i bestemte vejsituationer eller på bestemte tidspunkter af året og døgnet. Det vil i så fald være muligt at iværksætte specifikke tiltag, der ved at kombinere viden om fugleforekomster- og -adfærd, kan rettes mod perioder med øget kollisionsrisiko. Tilvejebringelse af et sådant grundlag vil samtidig kunne minimere et eventuelt produktionstab.

## 9 Afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag for flagermus

Gennem de seneste år har der været en stigende erkendelse af, at vindmøller har en væsentlig negativ påvirkning på flagermusenes bestandsstatus. For flagermus er der dog ikke udviklet redskaber til vurdering af den negative påvirkning af vindmøllerne og løsningsmodeller med henblik på at reducere de negative effekter på flagermusbestande. I Nordamerika og Storbritannien har man dog undersøgt enkelte forskellige metoder til at reducere påvirkningen.

### 9.1 Hensigtsmæssig placering

Det første skridt for at undgå at påvirke flagermusenes bestandsstatus ved opstillingen af vindmøller er at vælge en hensigtsmæssig placering, hvor risikoen for kollisioner er minimal. Man har utilstrækkelig kvantitativ viden om flagermus' brug af habitater i danske landskaber og vindmøllers placering til at kunne modellere eller vurdere nærmere, hvor høj mortalitetsrisikoen ved vindmøller er for de forskellige arter i forskellige landskaber i de forskellige dele af landet.

Vindmøllernes placering i landskabet har stor betydning for, hvor mange flagermus, der dræbes af møllerne (Ahlén 2010, Dulac 2008, Rodrigues m.fl. 2008, Rydell m.fl. 2011). De højeste antal døde flagermus findes ved vindmøller opstillet i eller nær vigtige levesteder for flagermusene som skove, vådområder og andre insektrige lokaliteter, vigtige yngle- og rasteområder, pendlerruter og trækkorridorer over land, langs kysten og på havet.

Opstilles vindmøller på eller nær sådanne lokaliteter, er der stor risiko for, at større mængder af flagermus vil opsøge møllerne med høje mortalitetsrater til følge. Hvis man ved planlægningen ønsker at minimere risikoen for høje mortalitetsrater for flagermusene ved vindmøller, skal møllerne opføres langt fra områder med høje forekomster af flagermus. Jo længere væk fra områder med store forekomster af flagermus, desto mindre er truslen for de lokale bestande af flagermus og des lavere er bidraget til de negative kumulative påvirkninger af møllerne på bestandene på en større skala.

På grund af flagermusenes brug af forskellige habitater og ressourcer i løbet af sommerhalvåret og deres adfærd ved vindmøller kan effekter af møllerne ikke vurderes på baggrund af enkelte ekstensive undersøgelser i et projektområde. Undersøgelserne skal dække projektområdet gennem hele sommerhalvåret. Da det ikke er muligt at vurdere flagermusenes 'tiltrækning' til møllerne og størrelsen af mortalitetsrisikoen, er det nødvendigt at gennemføre undersøgelser efter møllerne er sat i drift, for at evaluere påvirkningen og eventuelle behov for at ændre driften af møllerne for at begrænse de negative påvirkninger på flagermusene (Rodrigues m.fl. 2008, Anonym 2011, Ahlén & Baagøe 2013).

Ahlén & Baagøe (2013) foreslår en opdeling af landskabet i tre kategorier. I højrisiko-områder med levesteder for sjældne arter, høj diversitet eller høj aktivitet af flagermus, bør der ikke opstilles vindmøller. I mellemkategorien skal projekt- og nærområderne i en afstand på mindst 2 km undersøges grundigt for potentielle jagtområder og områder med yngle- og rastekvarterer. I lavrisiko-områder er der ikke behov for grundigere undersøgelser. I

Danmark vil lavrisiko-områder være store åbne landbrugsområder i Vestjylland uden vandløb, skove og andre egnede levesteder.

De slesvig-holstenske myndigheder har oplyst generelle anbefalinger om mindsteafstande fra vigtige habitater for flagermus og vindmøller (Tabel 9.1) (Albrecht m.fl. 2008). Afstandene er baseret på ekspertvurderinger ud fra generelle tætheder af flagermus i de forskellige landskaber. Retningslinjerne kan dog ikke erstatte egentlige undersøgelser af flagermus i og omkring projektområder for at finde vigtige jagtområder, pendlerruter, trækkorridorer eller dagkvarterer i området, fx kan en lille skov på <10 ha være et meget vigtigt levested for flagermus i landskaber med lav skovdækning. Disse retningslinjer synes også at være for små ift. den nye viden, der er publiceret fra Portugal, se nedenfor (Santos m.fl. 2012).

**Tabel 9.1.** Vejledende størrelse af bufferzoner omkring vigtige landskabselementer ift. opstilling af vindmøller i Slesvig-Holsten (efter Albrecht m.fl. 2008).

Landskabselement	Mindste afstand
Habitatområde med flagermus på udpegningsgrundlaget	1000 m
Vinterkvarter med mere end 1000 individer	3000 m
Vinterkvarter med mere end 100 individer	1000 m
Vigtige jagtområder	1000 m
Vigtige pendlerruter og trækkorridorer	1000 m
Bygninger med sommerkvarterer	500 m
Vandflader større end 1 ha	500 m
Vandløb der fungerer som jagtområder og korridorer	500 m
Skov større end 10 ha	500 m
Skov mindre end 10 ha	200 m

En mere objektiv og systematisk metode til identificering af hensigtsmæssige placeringer af vindmøller i forhold til beskyttelsen af flagermus er udarbejdning af risikokort for konfliktområder ud fra flagermusenes habitatpræferencer og landsskabssammensætningen (fx Fargione m.fl. 2012, Santos m.fl. 2013). Santos m.fl. (2013) modellerede risikokort over konfliktområder i Portugal for vindmøller i forhold til beskyttelsen af udvalgte flagermusarter. Risikokortene er baseret på arternes udbredelse, arealanvendelse, topografiske og klimatiske parametre og mortalitetsdata ved eksisterende vindmøller. Risikoen for drab på flagermus er forøget ved vindmøller op til 5 km fra skov og i og omkring fugtige habitater. Sådanne modelleringer kan give større sammenlignelighed mellem vurderinger af mulige placeringer af vindmølleprojekter. Desuden kan de udgøre et egentligt videnbaseret systematisk grundlag for en samlet vurdering af de kumulerede effekter af flere vindmøller.

I forhold til risikoen for drab på flagermus ved vindmøller i Portugal (Santos m.fl. 2013), vil risikoen formentlig variere mellem arter og inden for samme art under andre klimatiske forhold eller i andre landskaber i andre dele af Europa. Tilsvarende modelleringer af egnede levesteder og risikokort for flagermus i Danmark forefindes ikke bortset fra en simpel modellering af habitatsammensætning ift. forekomst af damflagermus (Elmeros m.fl. 2011). Opstilling af mere nuancerede modeller og egentlige risikokort for at udpege de mest hensigtsmæssige placeringer af vindmøller vil kræve, at der tilvejebringes flere systematiske data på flagermusarters habitatbrug og fore-

komst i landskabet samt informationer om kollisionsmønstre gennem hele sommerhalvåret og træktiden ved vindmøller forskellige steder i Danmark.

## 9.2 Afværgeforanstaltninger

Afværgeforanstaltninger er her defineret som foranstaltninger, der mindsker risikoen for, at flagermusene dræbes, eller bestandsstatus påvirkes negativt på anden vis i vindmøllernes driftsfase. Der skelnes mellem tekniske foranstaltninger, der sigter på at advare eller bortskræmme flagermus, og foranstaltninger, der mindsker risikoen for drab ved at ændre driftsparametrene for vindmøllerne.

I forhold til flagermus er der kun beskrevet to afværgetiltag, der har en dokumenteret positiv effekt på antallet af døde flagermus ved vindmøller. De to effektive tiltag er begge rettet mod at stoppe vindmøllerne ved lave vindhastigheder på de tidspunkter af året og døgnet, hvor der er risiko for at slå flagermus ihjel. Da de fleste drab på flagermus ved vindmøller sker ved lave vindhastigheder, kan risikoen for drab reduceres væsentligt ved at stoppe møllerne eller reducere rotationshastigheden ved lave vindhastigheder. Det kan ske ved at forhøje cut-in hastigheden eller ved at kantstille møllevingerne ved lave vindhastigheder.

### 9.2.1 Cut-in hastighed

Møllens rotor bremses indtil vindhastigheden overstiger cut-in hastigheden. Flere veldesignede undersøgelser i Europa og Nordamerika har dokumenteret, at der dræbes færre flagermus ved vindmøller, hvis cut-in hastigheder forøges (Behr & von Helversen 2006, Brown & Hamilton 2006, Baerwald m.fl. 2009, Arnett m.fl. 2011b, Good m.fl. 2011, Lagrange m.fl. 2013). Undersøgelserne dækker forskellige flagermusarter, møller opstillet i forskellige landskaber og variationer i cut-in hastigheder, men alle undersøgelserne viser samme resultat. Forhøjes cut-in hastigheden til 6–7 m/s falder antallet af døde flagermus ved møllerne med de forhøjede cut-in hastigheder med 60–93 % sammenlignet med antallet af døde flagermus ved møller med normale cut-in hastigheder på 3–4 m/s. Faldet i antallet af døde flagermus ved møllerne er korreleret med størrelsen af cut-in hastigheden. Faldet i energiproduktionen med forhøjede cut-in hastigheder er estimeret til 0,1–0,5 % af den årlige produktion (Arnett m.fl. 2011b, Lagrange m.fl. 2013).

De højeste dødeligheder af flagermus indtræffer i perioder med mange insekter i luften (Rydell m.fl. 2010). En eventuel mere effektiv energiproduktion, når møllen efterfølgende kører efter at have været stoppet på aftner og nætter med mange insekter i luften, indgår ikke estimatet af energiproduktionen. Produktionen kan forventes at være mere effektiv, da møllevingerne ikke belægges med insekter, hvis møllen er stoppet på aftner og nætter med mange insekter i luften (Corten & Veldkamp 2001).

### 9.2.2 Kantstilling af vingemøller

Kantstilles møllevingerne ved lave vindhastigheder, reduceres eller stoppes rotation helt. Selvom rotationshastigheden i forvejen er lavere ved lave vindhastigheder, kan hastigheden på vingerne stadig være for høj i forhold til flagermusenes evne til at detektere roterende vinger til, at kollisioner undgås. Undersøgelser har dokumenteret, at kantstillingen reducerer antallet af døde flagermus under møllerne (Baerwald m.fl. 2009, Young m.fl.

2011). Ved kantstilling af møllevingerne under 4 m/s reduceredes antallet af døde flagermus med 50-70 %. Kantstilling ved højere vindhastigheder må formodes at medføre en større reduktion som observeret med forøgede cut-in hastigheder.

For at opnå en effektiv beskyttelse af flagermusene bør vindmøller, der er opstillet uhensigtsmæssigt, stoppes på nætter med stille vejrforhold gennem hele sommerhalvåret, hvor flagermusene er aktive. Perioden hvor møllerne skal stoppes om aftenen og natten kan evt. reduceres, hvis pre eller post-construction undersøgelser gennem sommerhalvåret viser, at der er perioder, hvor der er meget lav flagermusaktivitet ved møllerne og minimal risiko for kollisioner fx uden for træktiden ved møller i eller nær trækruter.

### 9.2.3 Tekniske tiltag

Der er ikke beskrevet effektive tekniske afværgeforanstaltninger, der effektivt kan advare eller bortskræmme flagermus. Tiltag med visuelle stimuli har ingen effekt på antallet af døde flagermus ved vindmøller, fx advarselslys (Johnson m.fl. 2004, Baerwald & Barclay 2011), da flagermusene primært orienterer sig ved hjælp af lyde. Forsøg med tekniske afværgeforanstaltninger som støjsendere og radarer har vist en vis effekt og præsenteres kort her. De synes dog ikke at være anvendelige i praksis på nuværende tidspunkt.

*Ultralydsstøjsender* er testet som teknisk afværgeforanstaltning for at bortskræmme flagermusene fra vindmøller (Szewczak & Arnett 2006, Horn m.fl. 2008b, Herman & Furmankiewicz 2013). Forsøgene har dog ikke vist entydige resultater (Arnett m.fl. 2011a). Antallet af døde flagermus var reduceret ved møller med otte ultralydsstøjsendere på nacellen sammenlignet med vindmøller uden støjsendere (Arnett m.fl. 2011a). På nogle nætter var der dog flere døde flagermus ved møller med ultralydsstøjsendere. Under driften støjer nogle mølletyper også i den lavfrekvente del af ultralydsspektret, men det synes ikke at påvirke flagermusenes adfærd og risikoen for drab ved møllerne (Szewczak & Arnett 2006), formodentlig fordi flagermus i nogle tilfælde kan tiltrækkes af ultralyd. Styrken i ultralydene falder hurtigt med afstanden, og effektiviteten af ultralydsstøjsenderne som afværgeforanstaltning er begrænset af den meget korte rækkevidde af støjsenderne (Arnett m.fl. 2011a, Herman & Furmankiewicz 2013). De kan derfor ikke skræmme flagermus i hele det luftrum, som møllerotoren dækker. Desuden varierer rækkevidden meget afhængig af luftfugtighed, temperatur og lufttryk.

*Radar* er blevet undersøgt som mulig afværgeforanstaltning overfor flagermus, efter observationer af reduceret aktivitet af flagermus omkring kraftige radarer, der anvendes i luftfart og militært (Nicolls & Racey 2007). Ved opfølgende eksperimenter med mindre, almindelig radar er der dog kun registreret en reduktion af flagermusaktiviteten på 30-40 % inden for en kort afstand (<30m) af radaren (Nicolls & Racey 2009). Effektiviteten af radar som afværgeforanstaltning er ikke blevet testet på vindmøller i drift. Med den begrænsede afstand, inden for hvilken der var mindre aktivitet af flagermus, og omkostningerne ved at drive radarer på møllerne synes radar ikke at være anvendelig som afværgetiltag til at reducere dødeligheden for flagermus ved vindmøller i praksis.

*Farven på møllerne* kan have afgørende betydning for, hvor mange insekter de tiltrækker (Long m.fl. 2010). Gule, hvide og lysegrå flader samler 3-5 gange flere insekter end violette flader. Det er ikke nærmere undersøgt, hvor



stort potentiale mørkere farve på vindmøllerne har som afværgeforanstaltning i forhold til mortaliteten af flagermus.

### 9.3 Kompenserende tiltag

Kompensationstiltag er her defineret som tiltag der gennemføres for at kompensere for tab af levesteder, der er ødelagt eller forstyrret i forbindelse med opstilling af vindmøller, samt tiltag, der forbedrer leveforholdene for arterne på andre arealer for at kompensere for den øgede dødelighed ved vindmøllerne, så arternes bestandsstatus på en større geografisk skala ikke forringes.

I modsætning til påvirkninger på naturtyper og levesteder for stedbundne arter, hvor tabet af et naturareal i et projektområde i stor udstrækning kan erstattes hektar for hektar uden for projektområdet, er der ikke dokumenteret tiltag, der direkte kan kompensere for den øgede dødelighed for flagermus ved vindmøller eller kompensere for andre påvirkninger på flagermusenes bestandsstatus ved anlæg af vindmøller på kort sigt. På længere sigt kan negative effekter af anlægsprojekter, herunder øget dødelighed ved vindmøller, kompenseres indirekte ved en gunstig forvaltning, der vil forbedre beskyttelsen og kvaliteten af de forskellige flagermusarters levesteder fjernt fra vindmøllerne (Baagøe & Degn 2008). Da en øget dødelighed for flagermus kan forventes ved vindmøller op til 5 km fra skove og andre vigtige levesteder (Santos m.fl. 2012), skal de forbedrende tiltag for flagermus gennemføres flere kilometer fra eksisterende og planlagte møller.

#### 9.3.1 Generelle tiltag til forbedring af levesteder for flagermus

Flagermusenes levevilkår kan forbedres ved at forbedre og etablere nye insektrige jagtområder, fx vådområder, lysninger i skov, enge og andre permanente, naturlige græsarealer, i tilknytning til egnede yngle- og rastesteder samt ved at skabe bedre læforhold omkring de mere åbne jagtområder (Baagøe & Degn 2007). Ledelinjerne i landskabet, som flagermusene bruger mellem jagtområder og yngle- og rastekvarterer, kan beskyttes eller forbedres ved at bevare eller plante brede, varierede levende hegn, indre og ydre skovbryn samt træer og buske langs vandløb og søer.

Skovdriften kan gøres gunstig for flagermus ved at skabe en mere naturlig skov med stor diversitet af insektproducerende, hjemmehørende træer og buske og stor strukturel variation og aldersfordeling blandt træerne samt ved at lade døende træer og træruiner stå og efterlade dødt ved i skovbunden. Forbedrede fourageringsmuligheder er ikke tilstrækkeligt til at fremme flagermusbestande, hvis de er begrænset af adgangen til egnede yngle- og rastekvarterer. For at sikre gode yngle- og rastesteder for træboende flagermusarter skal træer med yngle- og rastesteder bevares, udgående grene og løst bark og lignende skal ikke fjernes, og træer med potentiale for at blive til egnede dagkvarterer i fremtiden skal bevares. I traditionelt skovbrug bliver træer med hullheder eller svagheder, der i løbet af de næste årtier kan udvikle sig til egnede kvarterer for flagermus, oftest fjernet. Derfor mangler næste generation af egnede træer for yngle- og rastekvarterer for flagermusene i mange ellers egnede skvområder. Flagermusene bruger mange forskellige yngle- og rastekvarterer nær hinanden i løbet af sommeren, så det er ikke tilstrækkeligt blot at bevare enkelte træer. Forekomsten af hullheder i træer kan øges eller fremskyndes ved at bore eller save huller i ældre træer, men der er ingen erfaringer med effektiviteten af dette.

Levevilkårene for arter, der bor i bygninger, kan sikres ved at bevare adgang for flagermusene i form af huller, sprækker og lign., hvor der ikke samtidig er adgang for mennesker og rovdyr, ved at undlade at ændre de klimatiske forhold i flagermusenes kvarterer, ved at undlade at udskifte eller tage hensyn ved udskiftning af gammelt træværk samt ved at forbedre eller etablere yderligere overvintringssteder for flagermusene og undgå forstyrrelse ved flagermusenes overvintringssteder.

De gunstige forvaltningstiltag skal gennemføres langt væk fra eksisterende eller fremtidige vindmøller, hvis tiltagene skal have positiv effekt på flagermusenes bestandsstatus. Gunstige forvaltningstiltag for flagermus på arealer tæt på eksisterende eller fremtidige vindmøller kan ikke forventes at være effektive, da de øger sandsynligheden for, at flere flagermus vil finde og op-søge møllerne.

Naturpleje eller -genopretningstiltag, der sigter på at beskytte eller forbedre status af naturtyper eller andre arter, kan i nogle tilfælde samtidig forbedre jagtmulighederne og levevilkårene for flagermus, fx etablering af vådområder. Gennemføres sådanne naturpleje eller -genopretningsprojekter tæt på eksisterende og fremtidige vindmøller, vil de dog få en ugunstig virkning på flagermusenes bestandsstatus, da de nye jagthabitater trækker flere flagermus tæt på møllerne med øget mortalitetsrisiko for områdets flagermus til følge.

### 9.3.2 Kompensationstiltag uden virkning

Der er ikke publiceret undersøgelser med dokumentation for, at diverse hurtige 'tekniske' tiltag kan kompensere for forringelse af flagermus' levesteder og øget mortalitet i forhold til arternes bestandsstatus.

Et par eksempler på ineffektive tiltag behandles kort.

*Flagermuskasser* anvendes undertiden som midlertidige dagkvarterer af flere flagermusarter. Hvis flagermusene i et område er begrænset af adgangen til egnede yngle- og rastekvarterer kan ophængning af flagermuskasser formodentlig fremme flagermusenes forekomst i området, fx i yngre skovområder. Der er dog ingen dokumentation for, at flagermusenes bestandsstatus kan opretholdes ved at kompensere for øget mortalitet eller ødelagte yngle- eller rastesteder ved ophængning af flagermuskasser i eller omkring et projektområde for vindmøller eller andre typer anlægsprojekter.

Flere arter kan bruge kasserne som rastekvarterer, men kasserne bliver ikke eller kun sjældent brugt som ynglekvarterer af flagermusene, da der kun undtagelsesvis vil være de rette betingelser for ynglende hunner i kasserne. Hunnerne vil ofte forlade kasserne og finde andre kvarterer, hvor de føder og opfostrer ungerne. Flagermuskasserne er svære at konstruere og opsætte så de byder på de rigtige mikro-klimatiske forhold for flagermusene. Flagermus, inkl. hunner med unger, skifter meget ofte mellem forskellige kvarterer for at finde de bedste forhold og minimere parasitbelastningen. Hvis flagermuskasser skal forventes at have en væsentlig gunstig effekt på flagermusenes bestandsstatus og brug af et område, skal der ophænges mange kasser. Flagermuskasser kan derfor ikke anvendes som afværgeforanstaltning for negative effekter af anlægsprojekter, da kasserne ikke lokker flagermus væk fra et konfliktområde, fx væk fra egnede jagtområder nær vindmøller.

*Fjernelse af faste strukturer* anvendes som kompensationsiltag for kollisionsrisiko for fugle ved vindmøller (Kahlert m.fl. 2010). Flagermus kan også kollidere med faste strukturer, fx høje bygninger og højspændingsledninger, men modsat forholdene for fugle er antallet af kollisioner af flagermus med faste strukturer negligerbart sammenlignet med antallet af flagermus, der dræbes ved vindmøller (Crawford & Baker 1981, Arnett m.fl. 2008, Willis m.fl. 2010). Den negative effekt af vindmøller på flagermusenes bestandsstatus kan derfor ikke kompenseres ved at fjerne faste strukturer, fx nedgravning af højspændingsledninger.

*Lysafmærkning* kan tiltrække insekter og flagermus, der fouragerer på de forhøjede insektforekomster ved lyskilderne. Det er specielt de flagermusarter, der typisk findes dræbt under vindmøller, der også fouragerer på insekter ved kunstige lyskilder. Det må derfor formodes, at lysafmærkning på vindmøllerne vil føre til et øget antal dræbte flagermus.

## 10 Kumulerede effekter og påvirkninger

I bekendtgørelsen om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning (Bekendtgørelse nr. 1510 af 15. december 2010), som også omfatter vindmølleprojekter, er det slået fast, at kumulerede effekter/påvirkninger behandles i en sådan vurdering.

Kumulerede påvirkninger af biologiske forekomster eller bestande er defineret i retningslinier fra EU-kommissionen som "Impacts that result from incremental changes caused by other past, present or reasonable foreseeable actions together with the project" (Walker & Johnston 1999). Med andre ord den påvirkning som et vindmølleprojekt forårsager, fx i et § 3-område, skal ses i sammenhæng med alle andre menneskelige påvirkninger, der har fundet sted eller finder sted i øjeblikket, og derudover skal man indregne de mulige påvirkninger, der kan tænkes at finde sted i fremtiden fra kendte, planlagte aktiviteter (se Tabel 10.1).

**Tabel 10.1.** Menneskelige påvirkninger af de § 3-beskyttede naturtyper, der bidrager negativt til de kumulerede effekter på plante- og dyreliv (efter Ejrnæs m.fl. 2011).

Menneskelige Påvirkninger	Ferske enge	Overdrev	Moser	Heder	Strandenge	Klitter	Søer og vandhuller	Vandløb
	Næringsstofbelastning	X	x	x	x	X	X	X
Græsningsophør	X	x	x	x	X	X		
Afvanding	X		x		X	X	X	X
Omlægning	x	X			X			
Organisk forurening								X
Pesticider								X
Kystsikring					X	X		
Arealtab (opdyrkning, urbanisering)	X	X	X	X	X	X	X	
Fragmentering	X	X	x	x	X	X	X	X
Invasive arter		x		x		X	X	
Udsætning							X	
Forstyrrelser (herunder grødeskæring)							X	X
Klimaændringer	x	x	x	x	X	x	x	X

Kumulerede effekter og påvirkninger af forekomster eller bestande er således nogle processer, der foregår både på en rumlig og en tidsmæssig skala. Der er kun gjort få forsøg på at kvantificere den kumulerede påvirkning af forekomster eller bestande med fokus på påvirkningen fra vindmøller, da det kræver viden om, hvori påvirkningen består samt betydelig viden om den enkelte arts adfærd og populationsdynamik.

I relation til den aktuelle problemstilling med evt. placering af vindmøller i § 3-områder lader det sig derfor heller ikke gøre at udlede generelle kvantitative mål for den kumulerede påvirkning fra opstilling af et ukendt antal møller i § 3-områder. Man kan imidlertid beskrive nogle eksempler for at illustrere tankegangen i forhold til kumulerede effekter og påvirkninger.

## 10.1 Fugle

Der skelnes mellem effekter og påvirkninger af forekomster eller bestande på samme måde som beskrevet ovenfor.

### 10.1.1 Kumulerede effekter af habitattab for fugle

Da landbaserede vindmøller hovedsageligt opstilles i landbrugsområder, og da hovedscenariet er, at det primært er § 3-områder i tilknytning til disse landbrugsområder, der typisk vil kunne blive berørt, vil det være relevant at tage udgangspunkt i et eksempel med udviklingen i landbrugsarealet siden 1950'erne, idet dette eksempel kan knyttes til kumulerede effekter og påvirkninger både på en rumlig og en tidsmæssig skala.

Landbrugsarealet er reduceret med ca. 16 % siden starten af 1950'erne (Fig. 10.1), svarende til en årlig reduktion på 0,3 %, primært pga. byudvikling, infrastruktur og skovrejsning. Alt andet lige har det betydet et permanent tab af levested (typisk ynglebiotop og/eller fourageringsområder), for fuglearter, der er tilknyttet landbrugsområder. Generelt er fuglearter i landbrugsområder gået markant tilbage (Heldbjerg & Lerche-Jørgensen 2012), hvor en af faktorerne givetvis er det gradvise tab af levested (en kumuleret effekt over tid), som i særlig grad også indbefatter småbiotoper, som har særlig betydning for fuglene i agerlandet, men hvor tilbagegangen frem til 1990'erne var endnu mere markant (op til 0,8 % pr. år, Brandt 2004) end den generelle reduktion i landbrugsarealet. Blandt småbiotoperne er der en hel del § 3-områder fx vådområder, småmoser og vandhuller.

Man kan også beregne det teoretiske habitattab, som fuglebestande har undergået siden 1978, som er det år, hvor statistikken over opstillede og nedtagne møller starter (Energistyrelsen 2013). Det teoretiske habitattab (både fysisk og som følge af forstyrrelse) er beregnet, under antagelse af, at alt areal i nærheden af danske vindmøller er egnet fuglehabitat, og at fuglene er jævnt fordelt i landskabet uden hensyntagen til, at habitater i nærheden af vindmøller kan være mere eller mindre velegnet for specifikke fuglearter. Der er dog korrigeret for møllernes navnhøjde, som henover tid er beregnet som 10 års glidende gennemsnit for opstillede møller; dog har alle møller i de første 10 år fået den samme gennemsnitlige navnhøjde, som det første beregnede glidende gennemsnit i 1987. Korrektionen for navnhøjden på møllerne i forhold til den afstand, fuglene undgår møller i, er beregnet som den gennemsnitlige ratio mellem responsafstand og navnhøjde i en dansk undersøgelse med fouragerende gæs (3 mølleparker, Madsen & Boertmann 2008) og en engelsk undersøgelse af ynglefugle (12 vindmølleparker, Pearce-Higgins m.fl. 2009). For gæssene er der foretaget en beregning af det teoretiske habitattab for henholdsvis med og uden tilvæning til møller, fordi der findes data på dette. For ynglefuglene er der opsat to scenarier for henholdsvis forstyrrelsesrobuste fuglearter med en typisk responsafstand på 100 m til møller og for forstyrrelsesfølsomme arter med en responsafstand på 800 m (jf. Pearce-Higgins m.fl. 2009).

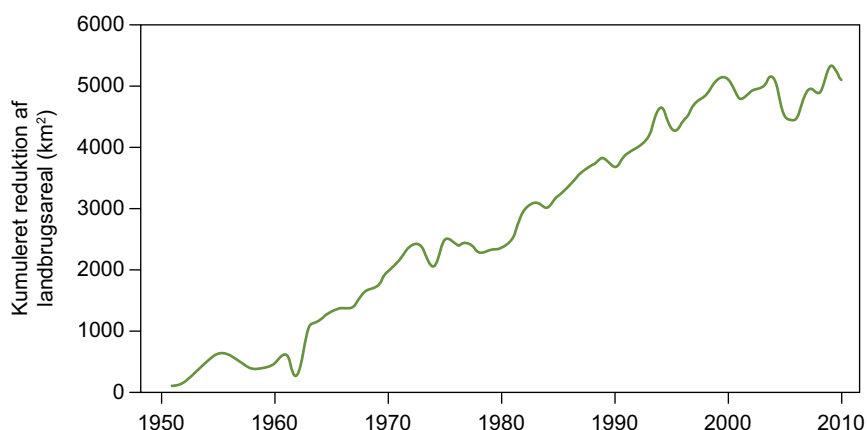
Analysen viste, at det beregnede teoretiske habitattab pr. 2012 generelt var lille for begge gæsscenarier og for forstyrrelsesrobuste ynglefugle (under 500 km<sup>2</sup> svarende til under 1 % af Danmarks areal, Fig. 10.2). Det reelle habitattab er givetvis mindre, idet fuglene ikke er jævnt fordelt, og for gæssene vides det, at de holder en vis afstand til fx hegn og bygninger (Clausen & Bøgebjerg 2006). I en vindmøllepark på Klim Fjordholme udgjorde sådanne områder inden for møllernes forstyrrelseszone således ca. 10 % af arealet

(Kahlert m.fl. 2010). For de forstyrrelsesfølsomme ynglefuglearter med en responsafstand på 800 m er det teoretiske habitattab betydeligt større end for de øvrige scenarier. Selvom dette habitattab givetvis er markant overvurderet, fordi forstyrrelsesfølsomme arter (som fx stor regnspove) kun er eksponeret til en relativ lille andel af danske vindmølleparker, fordi arten ikke yngler i agerlandet, hvor den overvejende del af danske vindmøller er placeret. Eksemplet tjener derfor mest til illustration af det aspekt, at når fuglenes responsafstand fordobles, 4-dobles habitattabet, og hvis responsafstanden 4-dobles bliver habitattabet 16-doblet. Afslutningsvis er der lavet et teoretisk eksempel på den kumulerede effekt for gæs af både det generelle tab af habitat i agerlandet (byudvikling, infrastruktur og skovrejsning) og habitattabet pga. vindmøller (Fig. 10.3).

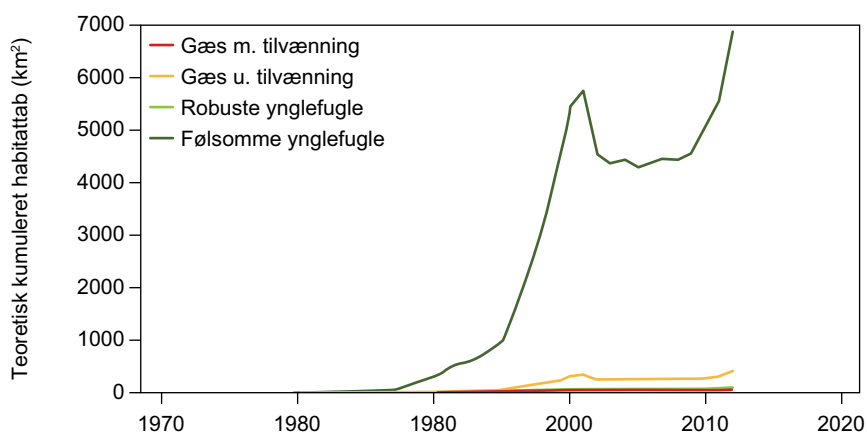
Derudover kan helt generelt fx invasive arter, fragmentering og klimaeffekter bidrage til de kumulerede habitattabseffekter (se tabel 10.1 Kumulative effekter for § 3-typer).

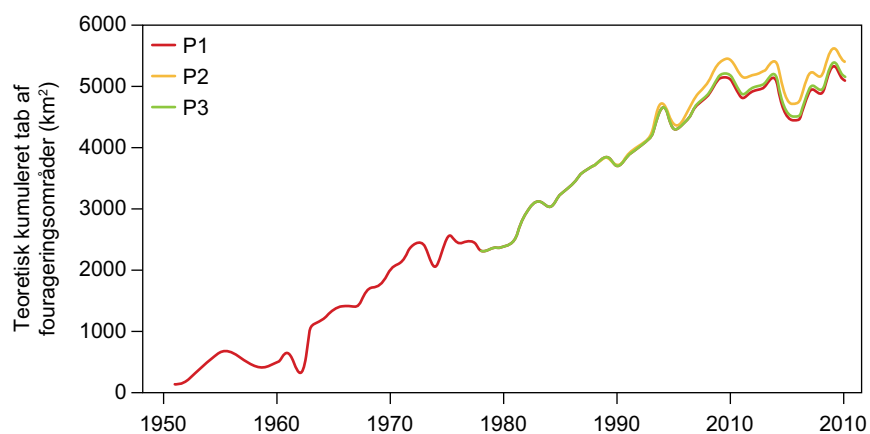
Det bør nævnes, at der også kan være menneskelige aktiviteter, der bidrager positivt til fuglearters bestandsudvikling. Et klassisk eksempel er den markante omlægning af dansk landbrug til vinterafgrøder, som højst sandsynligt har forøget fødeudbuddet i vinterperioden for gæs og svaner på et ellers kritisk tidspunkt i deres årlige livscyklus. I tilknytning til § 3-områder kan også nævnes naturgenopretningsprojekter og generel forbedring af vandkvaliteten i søer og vandløb. Endelig er der klimaeffekter, som potentielt kan skabe nye levesteder for fuglearter, der i dag har en sydligere udbredelse.

**Figur 10.1.** Udviklingen i landbrugsarealet i Danmark illustreret som en kumuleret reduktion over perioden 1951-2011 (data fra Kahlert m.fl. 2008 suppleret med data fra Danmarks Statistik).



**Figur 10.2.** Udviklingen i det teoretiske habitattab i perioden 1978-2012 for forskellige fuglegrupper under forudsætning af, at fuglene er jævnt fordelt i hele landet. Data for gæs og ynglefugle er baseret på responsafstande fra henholdsvis Madsen & Boertmann (2008) og Pearce-Higgins (2009) – for detaljer omkring forudsætning og beregninger, se tekst.





**Figur 10.3.** Udviklingen i det teoretiske tab af fourageringsområder i perioden 1951-2011 for gæs under forudsætning af, at gæs kan udnytte alle områder i agerlandet. Kurver afbildet for forskellige typer af påvirkning og respons hos gæs som medfører tab af fourageringsområder: P1) Byudvikling, infrastruktur og skovrejsning, P2) P1 + vindmøller, hvor gæssene ikke har vænnet sig til vindmøller og P3) P1 + vindmøller, hvor gæssene har vænnet sig til vindmøller. Data for P1 er fra Figur 1 og data fra P2 og P3 fra Madsen & Boertmann (2008).

For trækfugle er der en særlig udfordring, idet den rumlige skala ikke kun begrænses sig til Danmark. Kumulerede habitattabseffekter er også noget, der opstår under trækket samt i yngle- eller vinterkvarterer uden for Danmark.

### 10.1.2 Kumulerede effekter af kollisioner/dødsfald for fugle

Som tidligere nævnt er mange af de hidtil udførte kollisionsundersøgelser foretaget på mindre møller. Selvom den nye generation af vindmøller, der opstilles i disse år, har væsentlig større vinger, er der noget, der tyder på, at kollisionsraten for fugle ikke stiger tilsvarende med vingestørrelsen, blandt andet fordi kollisionsraten også er en funktion af andre faktorer (se afsnit 8.2). Hötker m.fl. (2005) fandt i en sammenstilling af 19 studier således en svag men ikke-signifikant sammenhæng mellem navhøjde og kollisionsraten (antal kollisioner pr. mølle pr. år). Pga. den store usikkerhed, der er i relation til sammenhængen mellem navhøjden og kollisionsraten, er det undladt at lave en beregning af den samlede kollisionsrate for alle danske vindmøller hen over tid.

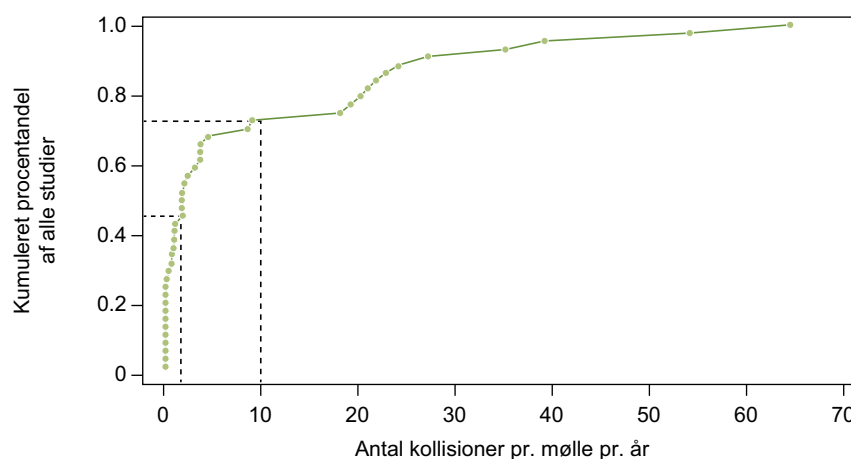
Derimod er der foretaget en beregning af den "aktuelle", samlede, omtrentlige dødelighed for fugle ved landbaserede vindmøller i Danmark baseret på kollisionsraterne fra 44 studier typisk foretaget i 1990'erne og 2000'erne (Kahlert 2013). I næsten halvdelen af disse studier var kollisionsraten mindre end 1 fugl pr. mølle pr. år, og i 73 % af studierne var kollisionsraten mindre end 10 fugle (Fig. 10.4). Der er med andre ord en meget skæv og ikke-normalfordelt fordeling af kollisionsraterne, som betyder, at i en simpel gennemsnitsberegning vil de få (5 %) meget høje kollisionsrater (mere end 50 kollisioner pr. mølle pr. år) blive vægtet forholdsvis højt, således at den gennemsnitlige kollisionsrate bliver væsentlig højere end medianværdien. Data er derfor logaritme-transformeret for at få et mere sikkert estimat på den gennemsnitlige kollisionsrate for de 44 studier og en mindre vægtning af studier med en høj kollisionsrate. Derefter er gennemsnitsberegningen med sikkerhedsintervaller (mål for usikkerhed) foretaget. Disse estimater er til sidst tilbagetransformeret til en almindelig aritmetrisk skala. Den estimerede gennemsnitlige kollisionsrate er derfor beregnet til 3,2 kollisioner pr.

mølle pr. år med 95 % sandsynlighed for, at estimatet ligger mellem 1,8 og 5,4. Dette er fx sammenligneligt med kollisionsrater ved vindmøller i den tyske delstat Brandenburg, hvor gennemsnittet var 3,8 kollisioner pr. mølle pr. år over en 10-årig periode. Der var i 2012 et beregnet antal vindmøller i Danmark på 2.020. Det betyder, at der i gennemsnit kolliderer 6.505 fugle med vindmøller pr. år i Danmark med et sikkerhedsinterval, der ligger mellem 3.643 og 10.843.

Dette er et relativt lille antal sammenholdt med andre menneskelige aktiviteter, der resulterer i dødsfald blandt fugle i Danmark. Trafikdræbte fugle udgør til eksempel i størrelsesordenen 1,1-3,2 millioner primært småfugle (Hansen 1982, Bruun-Schmidt 1994). Da bilparken i Danmark må formodes at være større i dag, end da undersøgelserne blev foretaget i 1980'erne og 1990'erne, er tallet sandsynligvis endnu højere i dag. Derudover nedlægges der ca. 1,95 millioner fugle ved jagt, hvoraf en stor andel dog er udsatte fasaner og gråænder (Asferg 2012). Det vides også fra især udenlandske undersøgelser, at elledninger kan være forbundet med relativt høje kollisionsrater. I det daværende Vesttyskland blev det i 1980'erne vurderet, at minimum 30 mill. fugle årligt kolliderede med elledninger (Hoerschelmann m.fl. 1988), svarende til 12 fugle pr. km<sup>2</sup> pr. år. Det ville svare til ca. 0,5 mill. fugle i Danmark. Siden 1980'erne er en del elledninger imidlertid lagt i jorden. Derfor er antallet af fugle, der årligt kolliderer med elledninger, givetvis af en ukendt, men mindre størrelsesorden i dag. Endelig vurderes det, at mellem 1 og 3 millioner fugle kolliderer mod vinduer (Dansk Ornitologisk Forening 2008). Bortset fra vildtudbyttestatistikken er vurderingerne af antallet af menneskeskabte dødsfald for de enkelte arter naturligvis behæftet med stor usikkerhed, men der er dog ingen tvivl om, at det er store antal. På baggrund af vurderingerne kan man lave en overslagsberegning, der tyder på, at det årlige antal fuglekollisioner ved vindmøller i gennemsnit højst udgør 0,1 % af de øvrige dødsfald, der forårsages af mennesker. Dette indikerer, at den kumulerede effekt af kollisioner med vindmøller i udgangspunktet og helt overordnet betragtet ikke synes at bidrage væsentligt til fugles dødelighed.

Det er dog vigtigt at understrege, at i konkrete vindmølleprojekter er sådanne sammenstillinger af menneskeskabte dødsårsager kun meningsfyldte på artsniveau, og der er nogle artsgrupper (fx vandfugle), som kun i mindre omfang er udsat for trafikdrab og kollisioner mod vinduer, og en hel del arter er ikke udsat for jagt (fx småfugle). Derfor kan den relative betydning af dødsfald forårsaget af vindmøller variere betydeligt imellem arter.

**Figur 10.4.** Den kumulerede fordeling af kollisionsrater fra 44 undersøgelser ved landbaserede vindmøller. Stiplede hjælpelinier angiver henholdsvis procentandelen af studier, hvor der er fundet under 1 og under 10 kollisioner pr. mølle pr. år. Data fra sammenstilling af Kahlert (2013).





For trækfugle er der en særlig udfordring i og med at den rumlige skala ikke kun begrænser sig til Danmark. Kumulerede mortalitetseffekter er også noget, der opstår under trækket samt i yngle- eller vinterkvarterer uden for Danmark.

### 10.1.3 Kumulerede påvirkninger af forekomster og bestande af fugle

Parameteren, som skal udtrykke påvirkninger af forekomster eller bestande, er ændringen i disse forårsaget af en given aktivitet (fx drift af en vindmøllepark jf. Fig. 4.1). Det samme gælder for kumulerede påvirkninger, hvor det i stedet er summen af ændringer fra flere aktiviteter (kumulerede effekter), der medfører en given ændring.

Ofte bruges der i VVM-redegørelser meget få ressourcer på at udrede forhold vedr. kumulerede effekter og især kumulerede påvirkninger, selvom det i virkeligheden er én af de vigtigste vurderinger, da den indbefatter den "endelige" påvirkning af fugleforekomster og -bestande. Årsagen er givetvis, at sådanne effekter og påvirkninger er svære at kvantificere, og at konklusioner vedr. disse aspekter oftest er baseret på vurderinger. Selvom konklusionen oftest er, at der ikke er problemer i relation til kumulerede påvirkninger, og at en sådan konklusion formentlig er retvisende, er det ønskværdigt, at konklusioner vedr. kumulerede påvirkninger hvilede på grundigere analyser eller i det mindste på sammenstillinger af, hvilke påvirkninger de enkelte arter er udsat for og i hvilken størrelsesorden (jf. betragtningerne ovenfor), således at man kan holde en ny belastning fx fra et vindmølleprojekt op mod øvrige menneskelige påvirkninger.

Der er desuden risiko for, at hvis man ikke prioriterer kumulerede påvirkninger relativt højt i relation til evt. tilladelse af opstilling af vindmøller i § 3-områder, så ender man i en situation, hvor man gang på gang vil konkludere, at der ingen umiddelbare påvirkninger er uden reelt at forholde sig til den kritiske tærskel for bestanden eller forekomsten. Som det er beskrevet ovenfor, kræver det faktisk mere omfattende analyser for at udlede, hvornår den kritiske tærskel overskrides for en bestand eller forekomst. For at afhjælpe dette kan man i første omgang for kollisionsproblematikken anskue den aktuelle overlevelseshastighed for individer i en bestand som resultatet af summen af faktorer, der direkte påfører en art dødelighed (den kumulerede påvirkning). Dernæst kan man lægge den dødelighed til, som et konkret vindmølleprojekt forårsager (fx udledt ved hjælp af kollisionsmodeller), og derefter bruge PBR- eller aldersstrukturerede modeller som rettesnor for, om en bestand eller forekomst kan tåle påvirkningen fra vindmølleprojektet. Hvis den kendte overlevelseshastighed for en art er af ældre dato, er man nødt til at gennemgå de ekstra faktorer relateret til dødelighed, der i mellemtiden kan være indtruffet, og derefter estimere eller vurdere størrelsesordenen af bidraget og evt. lave flere forskellige scenarier, som med et passende forsigtighedsprincip bør være konservative. For det tilfælde, hvor der er mistanke om, at habitattabet fra et vindmølleprojekt kan have betydning for den samlede påvirkning af bestanden eller forekomsten, er mere komplekse modeller nødvendige til at omsætte habitattab til reduceret overlevelse og/eller reproduktion som fx individbaserede modeller (Masden 2010a).

## 10.2 Flagermus

Flagermus udsættes for en forøget mortalitetsrisiko ved alle de vindmøller, der står eller opstilles i de enkelte individers levesteder og trækruter (Voigt m.fl. 2012). Rydell m.fl. (2011) modellerede bestandsudviklingen for brunflagermus og troldflagermus i Sverige over en 30 års periode for at undersøge de potentielle effekter af de nuværende ca. 1000 møller og en udbygning med yderligere 2500 vindmøller i deres udbredelsesområde i Sverige. Den kumulerede effekt af det nuværende antal vindmøller kan forventes at medføre en reduktion af bestandsstørrelserne for brunflagermus og troldflagermus på 20-25 %. Inkluderes den planlagte udbygning af vindenergiproduktionen kan den kumulerede effekt forventes at føre til en reduktion i bestandsstørrelsen på omkring 40 % for brunflagermus og 60 % for troldflagermus. Tætheden af landbaserede vindmøller er allerede væsentligt større i Danmark end i Sverige: antallet af møller er ca. 3 gange højere, energiproduktionen er ca. 50 % større, mens landarealet er ca. 10 gange mindre ([www.ens.dk](http://www.ens.dk), Rydell m.fl. 2011). Der må derfor forventes væsentlig større effekter på flagermusbestandene i Danmark og mens de trækkende flagermusbestande, fx brunflagermus og troldflagermus fra Sverige, opholder sig i Danmark. Dertil skal lægges den øgede dødelighed ved opførsel af vindmøller i de vigtige trækruter ml. Sydsverige, Bornholm, Lolland-Falster og Sydsjælland og Tyskland-Polen.

Ovennævnte er en forholdsvis simpel bestandsmodel i forhold til bestandsparametrene for flagermusene og mortaliteten ved vindmøller. Ved modelleringerne er anvendt estimater for overlevelseshastigheder og mortalitetsrater pr. vindmølle pr. år fra undersøgelser i Tyskland. De parametre kan variere på tværs af arternes udbredelsesområder. De nordeuropæiske bestande af de to arter trækker langt, og mortalitetsrisikoen og ændringer i denne ved vindmøller under trækket og på vinterlevestederne er ikke inkluderet i modelleringerne. Endvidere er modellerne ikke korrigeret for forskelle i mortalitetsrisiko afhængig af møllernes placering i landskabet og eventuel lavere mortalitetsrisiko ved nye møller og andre antropogene faktorer, der kan øge mortalitetsraten for flagermus (Rydell m.fl. 2011). Rydell's m.fl. (2011) modelleringer er trods antagelser og usikkerheder de eneste objektive estimater af kumulerede effekter fra vindmøller på bestandsniveau for flagermus. Ud fra beregningerne kan det ikke udelukkes, at vindenergiproduktionen og en udbygning af denne uden tilstrækkelig hensyntagen til flagermusenes levevilkår og beskyttelse vil have væsentlig betydning for bestandsstørrelserne for selv forholdsvis almindelige arter og deres nationale og internationale bestandsstatus.

Mere præcise bestandsmodeller og estimeringer af effekter af vindmøller kræver, at der tilvejebringes empiriske data for bestandsparametre for flagermus og mortaliteten af flagermus ved vindmøller i forskellige landskaber i Danmark. Tilvejebringelse af data for bestandsparametrene for flagermus kræver en længere og fokuseret indsats på grund af flagermusenes lave bestandstæthed, aktivitetsmønstre, regelmæssige skifte mellem dagkvarterer og følsomhed overfor forstyrrelser i yngle- og rastekvarterer.

## 11 Referencer

Agger, P. & Brandt, J. 1988, 'Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes', *Landscape Ecology*, 1:227-240

Ahlén, I. 1997, 'Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts', *Zeitschrift für Säugetierkunde* 62: 375-380

Ahlén, I. 2002, 'Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk', *Fauna och Flora* 97: 14-22

Ahlén, I., Bach L., Baagøe H.J. & Pettersson J. 2007, 'Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia', - Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 5571

Ahlén, I. 2010, 'Vindkraft kräver hänsyn till fauna och känslig natur', *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 3: 22-27

Ahlén, I. & Baagøe, H.J. 2013, 'Bats and wind power – investigations required for risk assessment in Denmark and Sweden', proceedings from Conference on Wind Power and Environmental Impacts, Stockholm 5-7 February

Albrecht, R., Knief, W., Mertens, I., & Götttsche, M. 2008, 'Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein', Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

Alerstam, T. 1990, 'Bird Migration', Cambridge University Press, Cambridge, UK

Alonso, J.C., Alonso, J.A. & Munoz-Pulido, R. 1994, 'Mitigation of bird collisions with transmission lines through groundwire marking', *Biological Conservation* 67: 129-134

Andersen, L. W., Simonsen, V., Søgård, B., Madsen, A. B., Pertoldi, C., Wind, P., Pihl, S., Fog, K. & Damgaard, C. F. 2005, 'Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen', *Danmarks Miljøundersøgelser, faglig rapport nr. 539*, 66 s.,

Anderson, R., Neuman, N., Tom, J., Erickson, W.P., Strickland, M.D., Bourassa, M., Bay, K.J. & Sernka, K.J. 2004, 'Avian Monitoring and Risk Assessment at the Tehachapi Pass Wind Resource Area', Prepared for National Renewable Energy Laboratory: 1-102

Anonym 2011, 'Bats and Bat Habitats: Guidelines for Wind Power Projects', Ontario Ministry of Natural Resources

Arnett, E.B., Brown, K., Erickson, W.P., Fiedler, J., Henry, T.H., Johnson, G.D., Kerns, J., Kolford, R.R., Nicholson, C.P., O'Connell, T., Piorkowski, M. & Tankersly, J.R. 2008, 'Patterns of fatality of bats at wind energy facilities in North America', *Journal of Wildlife Management* 72: 61-78

Arnett, E.B., Hein, C.D., Schurmacher, M.R., Baker, M., Huso, M.M.P. & Szewczak JM 2011a, 'Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines', a final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative, Bat Conservation International. Austin, Texas, USA

Arnett, E.B., Huso, M.M.P., Schurmacher, M.R. & Hayes, J.P. 2011b, 'Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities', *Frontiers in*

Asferg, T. 2012, 'Vildtudbyttestatistikken for jagtsæsonen 2011/12', Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007, 'Hare *Lepus europaeus* Pallas, 1778' i: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S. (red.) 'Dansk Pattedyratlas', side 100-103, Gyldendal,

Baagøe, H.J. 2007, 'Kapitlerne om flagermus', - i: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S. (red.) 2007, 'Dansk pattedyratlas', Gyldendal, København

Baagøe, H.J. & Degn, H.J. 2007, 'Generelt om danske flagermus', i: Søgaard, B. & Asferg, T. (red.), 'Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets Bilag IV – til brug i administration og planlægning', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 635: 11-24

Baagøe, H.J. 2012, 'Bechstein's flagermus – en ynglende bestand på Bornholm', *Natur på Bornholm* 10: 54-59

Baerwald, E.F., D'Amours, G.H., Klug, B.J. & Barclay, R.M.R. 2008, 'Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines', *Current Biology* 18: 695-696

Baerwald, E.F. & Barclay, R.M.R. 2011, 'Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada', *Journal of Wildlife Management* 75:1103–1114

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

Bakker, J.P. & Berendse, F. 1999, 'Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities', *Trends in Ecology and Evolution* 14(2):63-68

Band, W. 2000, 'Windfarms and birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoidance', SNH Guidance, regneark med model tilgængelig på: <http://www.snh.gov.uk/docs/C234672.xls>

Band, W., Madders, M., and Whitfield, D.P. 2007, 'Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms', Pages 259–275 in M. de Lucas, G. F. E. Janss, and M. Ferrer, editors, 'Birds and wind farms: risk assessment and mitigation', Quercus, Madrid, Spain

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

- Barja, I., Silván, G., Rosellini, S., Piñeiro, A., González-Gil, G., Camachob, L. & Illera, J.C. 2007, 'Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of European pine marten', *Journal of Steroid Biochemistry & Molecular Biology* 104: 136–142
- Barrios, L. & Rodríguez, A. 2004, 'Behavioral and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines', *J. Appl. Ecol.* 41: 72–81
- Bazzaz, F.A. 1968, 'Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, southern Illinois', *Ecology*, 924-936
- Behr, O. & von Helversen, O. 2006, 'Gutachten zur Beeinträchtigung im freien Luftraum jagender und ziehender Fledermäuse durch bestehende Windkraftanlagen', *Wirkungskontrolle zum Windpark Roßkopf (Freiburg i. Br.) im Jahre 2005*, Unpubl. report for 2005 on behalf of Regiowind GmbH & Co. KG Freiburg
- Benhaiem, S., Delon, M., Lourtet, B., Cargnelutti, B., Augagnier, S., Hewison, A.J.M., Morellet, N. & Verheyden, H. 2008, 'Hunting increases vigilance levels in roe deer and modifies feeding site selection', *Animal Behaviour* 76: 611-618
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Elberse, W.T. 1992, 'Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands', *Biological Conservation* 62: 59-65
- Berthinussen, A. & Altringham, J.D. 2012, 'The effect of a major road on bat activity and diversity', *Journal of Applied Ecology* 49: 82–89
- Bevanger, K. 1998, 'Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review', *Biological Conservation* 86: 67-76
- Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., Hoel, P.L., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Steinheim, Y. & Vang, R. 2009, 'Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway' (BirdWind), Progress Report 2009 - NINA Report 505. 70 pp
- Biosis Research 2003, 'Avian modelling addendum to Timewell and Meredith 2002', Appendix 6a. Report for the Hydro-Electric Company, Biosis Research, Melbourne, Australia
- Boldogh, S., Dobrosi, D., & Samu, P. 2007, 'The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences', *Acta Chiropterologica* 9: 527-534
- Bonet, A., & J.G. Pausas 2004, 'Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old fields of southeastern Spain', *Plant Ecology* 174: 257-270
- Bowyer, C., Baldock, D., Tucker, G., Valsecchi, C., Lewis, M., Hjerp, P. & Gantoler, S. 2009, 'Positive Planning for Onshore Wind – Expanding Onshore Wind Energy Capacity while Conserving Nature', Report commissioned by the RSPB and written by the Institute for European Environmental Policy

- Brandt, J. 2004, 'Anvendelse af topografiske kort til monitoring af biotoper', *Perspektiv* 5: 53-61
- Bregnballe, T., Amstrup, O., Holm, T.E., Clausen, P. & Fox, A.D. 2014, 'Skjern River Valley, Northern Europe's most expensive wetland restoration project: benefits to breeding waterbirds', *Ornis Fennica* 91: *online early*
- Bregnballe, T., K. Aaen & A.D. Fox 2009a, 'Escape distances of staging waterbirds from human pedestrians in a Danish wetland', *Wildfowl*, special issue 2: 115-130
- Brinkmann, R., Schauer-Weisshahn, H. & Bontadina, F. 2006, 'Survey of possible impacts on bats by wind facilities in Southern Germany', final report submitted by the Administrative District of Freiburg, Department of Conservation and Landscape management and supported by the foundation Naturschutzfonds Baden-Württemberg
- Brown, M.J., Linton, E. & Rees, E.C. 1992, 'Causes of mortality among wild swans in Britain', *Wildfowl* 43: 70-79
- Brown, S.C. 1998, 'Remnant seed banks and vegetation as predictors of restored marsh vegetation', *Canadian Journal of Botany* 76: 620-629
- Brown, W.K. & Hamilton, B.L. 2004, 'Bird and bat monitoring at the McBride Lake Wind Farm, Alberta, 2003-2004', report for Vision Quest Windelectric Inc., Calgary, AB, Canada
- Brown, W.K. & Hamilton, B.L. 2006, 'Monitoring of bird and bat collisions with wind turbines at the summerview wind power project, Alberta 2005-2006', report prepared for Vision Quest Windelectric Inc., Calgary, AB, Canada
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. 1995, 'Beskyttede overdrev under lup', *Urt* 19 (1): 26-31
- Bruun, H.H., & Fritzbøger, B. 2002, 'The past impact of livestock husbandry on dispersal of plant seeds in the landscape of Denmark', *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(5), 425-431
- Bruun-Schmidt, J. 1994, 'Trafikdræbte dyr - i relation til landskab, topografi og vejtype', M.Sc. thesis, Odense University, 84 pp.
- Buttenschøn, R.M. 2007, 'Græsning og høslæt i naturplejen', Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Center for Skov, Landskab og Planlægning, Københavns Universitet, Hørsholm, 2007. 250 s. ill.
- Buner, F., Jenny, M., Zbinden, N. & Naef-Daenzer, B. 2005, 'Ecological enhanced areas - a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*', *Biological Conservation* 124: 373-381
- Børgesen, F., Jensen, H., 1904, 'Utoft Hedeplantage', *Botanisk Tidsskrift* 26, 177-220
- Caswell, H. 2001, 'Matrix population models: Construction, analysis and interpretation, second edition', Sinaeur Associates, Massachusetts

- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. & Shrubbs, M. 2000, 'Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales', *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788
- Chamberlain, D.E., Rehfisch, M.R., Fox, A.D., Desholm, M. & Anthony, S.J. 2006, 'The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models', *Ibis*, 148: 198–202
- Clausager, I. & Nøhr, H. 1995, 'Vindmøllers indvirkning på fugle - Status over viden og perspektiver', Faglig rapport fra DMU, nr. 147, 51 s.
- Clausen, P. & Larsen, J.K. 1999, 'Vurdering af effekten af en vindmøllepark på forekomsten af fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15', Faglig rapport fra DMU nr. 280, 32 s.
- Clausen, P. & Bøgebjerg, E. 2006, 'Vurdering af effekten af en udvidelse af vindmølleparken ved Overgaard på forekomsten af rastende og ynglende fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15', rekvireret rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet til Ny Vindenergi ApS, 44 s.
- Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 2010, 'Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009 - En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag', Faglig rapport nr. 778 fra Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 206 s.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR778.pdf>
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977, 'Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization', *American Naturalist* 111: 1119-1144
- Corten, G.P. & Veldkamp, H.F. 2001, 'Insects can halve wind-turbine power', *Nature* 412: 199-202
- Cramer, V.A., Standish, R.J. & Hobbs, R.J. 2007, 'Prospects for the Recovery of Native Vegetation in Western Australian Old Fields'. in 'Old Fields: dynamics and restoration of abandoned farmland', ed. Cramer, V.A. and Hobbs, R.J. 286-306, Washington, D.C.: Island Press
- Crawford, R.L. & Baker, W.W. 1981, 'Bats Killed at a North Florida Television Tower: A 25-Year Record', *Journal of Mammalogy* 62: 651-652
- Crittenden, P.D. 2000, 'Aspects of the ecology of mat-forming lichens', *Rangifer* 20: 127-139
- Cryan, P.M., Jameson, J.W., Baerwald, E.F., Willis, C.K.R., Barclay, R.M.R., Snider, A. & Crichton, E.G. 2012, 'Evidence of late-summer mating readiness and early sexual maturation in migratory tree-roosting bats found dead at wind turbines', *PLoS ONE* 7: e47586
- Dahl-Nielsen, A.K., 2013, 'Naturgenopretning af lysåben tør natur -En undersøgelse af genopretningspotentialet på tidligere agre og nåleplantager', Specialrapport fra Københavns Universitet

Damgaard, C.F., Strandberg, B., Nielsen, K.E., Bak, J.L. & Skov, F. 2007, 'Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 637, 45 s.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR637.pdf>

Dansk Ornitologisk Forening 2008, 'Millioner af fugle dræbes mod ruder', [http://www.dof.dk/index.php?id=nyheder&s=nyheder&m=visning&nyhed\\_id=527](http://www.dof.dk/index.php?id=nyheder&s=nyheder&m=visning&nyhed_id=527)

De Lucas, M., Janss, G.F.E. & Ferrer, M. 2004, 'The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar', *Biodiversity Conservation* 13: 395–407

De Lucas, M.L., Janss, G.F.E., Whitfield, D.P. and Ferrer, M. 2008, 'Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance', *Journal of Applied Ecology* 45: 1695-1703

Degn, H.J. 2001, 'Succession from farmland to heathland: a case for conservation of nature and historic farming methods', *Biological Conservation* 97:319–330

Desholm, M. & Kahlert, J. 2005, 'Avian collision risk at an offshore wind farm', *Biol. Lett.* 1: 296–298

Dietz, M., Encarnação, J.A. & Kalko, E.K.V. 2006, 'Small scale distribution patterns of female and male Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*)', *Acta Chiropterologica* 8: 403-415

Dillingham, P.W. & Fletcher, D. 2008, 'Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using simple decision rule and allometric relationships', *Biological Conservation* 141: 1783-1792

Dirksen S., Spaans A.L., van der Winden J. & van den Bergh L.M.J. 1998, 'Nachtelijke vliegpatronen en vlieghoogtes van duikeenden in het IJsselmeergebied', *Limosa* 71: 57–68

Dirksen, S., Spaans, A.L. & van der Winden, J. 2007, 'Collision risks for diving ducks at semi-offshore wind farms in freshwater lakes', a case study in de Lucas, M., Janss, G.F.E. & Ferrer, M. (eds) 'Birds and wind farms', Quercus, Madrid

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. 2001, 'Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations', *Proceedings of the Royal Society of London B, Biological Sciences* 268: 25-29

Downs, N.C., Beaton, V., Guest, J., Polanski, J., Robinson, S.L. & Racey, P.A. 2003, 'The effects of illuminating the roost entrance on the emergence behaviour of *Pipistrellus pygmaeus*', *Biological Conservation* 111: 247-252

Drewitt, A. & Langston R.H.W. 2006, 'Assessing the impacts of wind farms on birds', *Ibis*, Volume 148, Supplement 1, pp. 29-42(14)

Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2008, 'Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds', *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 233–266



Dulac, P. 2008, Evaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris', bilan de 5 années de suivim Ligue pour la Protection des Oiseaux delegation Vendée/ADEME Pays de la Loire, Nantes, <http://www.wind-watch.org>

Eichhorn, M., Johst, K., Seppelt, R. & Drechsler, M. 2012, 'Model-based estimation of collision risks of predatory birds with wind turbines', *Ecology and Society* 17(2): 1

EIONET 2008, 'The Article 17 web tool on biogeographical assessments of conservation status for species and habitats, as reported by member states according to the provisions of Article 17 of the Habitats Directive', European Environment Agency, European Topic Centre on Biological Diversity, <http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17>

Ejrnæs, R., Bruun, H.H., Graae, B.J. 2006, 'Community assembly in experimental grasslands: suitable environment or timely arrival?', *Ecology* 87:1225-1233

Ejrnæs, R. & Buttenschøn, R. 2012, 'Hvordan sikrer vi græslandets og hedens biodiversitet', i Meltofte, H. (ed.), 'Danmarks natur frem mod 2020', om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed, Det Grønne Kontaktudvalg, udgivet af Danmarks Naturfredningsforening

Ejrnæs, R., Hansen, D.N., Aude, E. 2003, 'Changing course of secondary succession in abandoned sandy fields', *Biological Conservation* 109:343-350

Ejrnæs, R., Liira, J., Poulsen, R. S., Nygaard, B. 2008, 'When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural Grassland or Heathland?', *Environmental Management* 42: 707-716

Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011, 'Danmarks biodiversitet 2010 - Status, udvikling og trusler', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 815, 152 s.

Ejrnæs, R., Skov, F., Bladt, J., Fredshavn, J.R. & Nygaard, B. 2012, 'Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator, rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale', videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet nr. 40.

<http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>

Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. & Rahbek, C. 2014, 'Biodiversitetskort for Danmark'. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112 <http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>

- Elmeros, M., Hansen, T.S., Baagøe, H.J. & Teilmann, J. 2010, 'Pattedyr. Rødliste 2009', i: Wind, P. & Pihl, S. (red.), 'Den danske rødliste'.  
<http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesserede/redlistframe/>
- Elmeros, M., Sunde, S., Andersen, P.N. & Baagøe, H.J. 2011, 'Levestedsvurdering for flagermus - med damflagermus som eksempel', i: Dinesen, L. & Bisschop-Larsen, L. (red.), 'Input til udvikling af tilstandsvurdering af levesteder for udvalgte EU-direktivarter i medfør af Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiverne', Naturstyrelsen, København
- Encarnaçã, J.A., Becker, N.I. & Ekschmitt, K. 2010, 'When do Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) fly far for dinner?', Canadian Journal of Zoology 88: 1192-1202
- Energistyrelsen 2013, 'Stamdataregister for vindmøller'.  
[http://www.ens.dk/daDK/Info/TalOgKort/Statistik\\_og\\_noegletal/Oversigt\\_over\\_energisektoren/Stamdataregister\\_vindmoeller/Sider/forside.aspx](http://www.ens.dk/daDK/Info/TalOgKort/Statistik_og_noegletal/Oversigt_over_energisektoren/Stamdataregister_vindmoeller/Sider/forside.aspx)
- Eriksson, O. 1993, 'The species-pool hypothesis and plant community diversity', Oikos 68: 371-374
- Erickson, J.L. & West, S.D. 2002, 'The influence of regional climate and nightly weather conditions on activity patterns of insectivorous bats', Acta Chiropterologica 4: 17-24
- Erickson, W.P., Johnson, G.D., Strickland, M.D., Kronner, K., Becker, P.S. & Orloff, S. 1999, 'Baseline avian use and behavior at the CARES wind plant site, Klickitata County, Washington', Final report to National Renewable Energy Laboratory, by Western Ecosystem Technology Inc., Cheyenne, WY, and IBIS Environmental Services, San Rafael, CA.
- Evans, W.R., Akashi, Y., Altman, N.S. & Manville, A.M., II. 2007, 'Response of nightmigrating birds in clouds to colored and flashing light', North American Birds 60(4): 476-488
- Everaert, J. 2003, 'Windturbines en vogels in Vlaanderen: Voorlopige onderzoeksresultaten en aanbevelingen (Wind turbines and birds in Flanders: Preliminary study results and recommendations)', Natuur Oriolus, 69: 145-155
- Everaert, J. & Stienen, W. 2007, 'Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium): significant effect on breeding tern colony due to collisions', Biodiversity and Conservation, 16 (12) (2006), pp. 3345-3359
- Fagan, K.C., Pywell, R.F., Bullock, J.M. & Marrs, R.H. 2008, 'Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes', Journal of Applied Ecology, 45, 1293-1303
- Fargione, J., Kiesecker, J., Slaats, M.J. & Olimb, S. 2012, 'Wind and Wildlife in the Northern Great Plains: Identifying Low-Impact Areas for Wind Development', PLoS ONE 7: e41468

- Ferdinandsen, C. 1918, 'Undersøgelser over danske ukrudsformationer paa mineraljorder', Gyldendal, Copenhagen, Denmark
- Fernley, J., Lowther, S. & Whitfield, P. 2006, 'A review of goose collisions at operating wind farms and estimation of the goose avoidance rate', Natural Research Ltd, West Coast Energy and Hyder Consulting.  
<http://www.westcoastenergy.co.uk/documents/goosecollisionstudy.pdf>
- Fiedler, J.K., Henry, T.H., Tankersley, R.D. & Nicholson, C.P. 2007, 'Results of Bat and Bird Mortality Monitoring at the Expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005', Tennessee Valley Authority
- Flaquer, C., Puig-Montserrat, X., Goiti, U., Vidal, F., Curcó, A. & Russo, D. 2009, 'Habitat selection in Nathusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*): the importance of wetlands', *Acta Chiropterologica* 11: 149-155
- Forey, E. & Dutoit, T. 2012, 'Vegetation, soils and seed banks of limestone grasslands are still impacted by former cultivation one century after abandonment', *Community Ecology* 13 (2): 194-202
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K. & Petersen, I.K. 2006, 'Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds', *Ibis* 148: 129-144
- Frederiksen, M., Fox, A.D., Madsen, J. & Coulhoun, K. 2001, 'Estimating the total number of birds using a staging site', *Journal of Wildlife Management* 65: 282-289
- Fredshavn, J. 2012, 'Tilstandsvurdering af habitatnaturtyper 2010-11, NOVANA, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 39, 32 s., <http://www.dmu.dk/Pub/SR39.pdf>
- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2007, 'Beregning af naturtilstand - ved brug af simple indikatorer, 2. udgave', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 599, 90 s.
- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2009, 'Naturtilstand i habitatområderne, Habitatdirektivets lysåbne naturtyper', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport, nr. 735. 76 s.
- Fredshavn, J.R., Ejrnæs, R. & Nygaard, B. 2011, 'Teknisk anvisning til kortlægning af terrestriske naturtyper, TA-N03, version 1.04, April 2011. Aarhus Universitet.
- Fredshavn, J.R., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 2010a, 'Teknisk anvisning til besigtigelse af naturarealer omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3 mv., version 1.04, Juni 2010. Aarhus Universitet.
- Fredshavn, J.R., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 2010b, 'Naturtilstand på terrestriske naturarealer - besigtigelser af § 3-arealer, 2. udgave', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 792, 72 s.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR792.pdf>

- Fredshavn, J., Søgaard, B., Nygaard, B., Sander Johansson, L., Wiberg-Larsen, P., Dahl, K., Sveegaard, S., Galatius, A. & Teilmann, J. 2014, 'Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets artikel 17 rapportering', Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s., Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 98, <http://dce2.au.dk/pub/SR98.pdf>
- Frid, A. & Lawrence, D. 2002, 'Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk', *Conservation Ecology* 6. Online artikel nr. 11
- Furmankiewicz, J. & Kucharska, M. 2009, 'Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland', *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317
- Gehring, J.L., Kerlinger, P. & Manville, A.M., II. 2006, 'The relationship between avian collisions and communication towers and nighttime tower lighting systems and tower heights', Draft summary report to the Michigan State Police, Michigan Attorney General, Federal Communications Commission and the U.S. Fish and Wildlife Service, East Lansing, Michigan
- Gehring, J., Kerlinger, P. & Manville, A.M., II. 2009, 'Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions', *Ecological Applications* 19(2): 505-514
- Geissen, V., Wang, S., Oostindie, K., Huerta, E., Zwart, K.B., Smit, A., Ritsema, C.J. & Moore, D. 2013, 'Effects of topsoil removal as a nature management technique on soil functions', *Catena* 101: 50-55
- Gibson, C.W.D. & Brown, V.K. 1991, 'The nature and rate of development of calcareous grassland in Southern Britain', *Biological Conservation*, 58, 297-316
- Gibson, C.W.D., & Brown, V.K. 1992, 'Grazing and vegetation change: deflected or modified succession?', *Journal of Applied Ecology*, 120-131
- Gilbert, J., Gowing, D. & Wallace, H. 2009, 'Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances', *Biological Conservation* 142(5): 1074-1083
- Good, R.E., Erickson, W., Merrill, A., Simon, S., Murray, K., Bay, K. & Fritchman, C. 2011, 'Bat Monitoring Studies at the Fowler Ridge Wind Energy Facility, Benton County, Indiana, April 13 - October 15, 2010', prepared for the Fowler Ridge Wind Farm
- Gough, M. & Marrs, R. 1990a, 'A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: Implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land', *Biological Conservation*, 51, 83-96
- Gough, M. & Marrs, R. 1990b, 'Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England', *Biological Conservation*, 52, 135-146
- Grodsky, S.A., Behr, M.J., Gendler, A., Drake, D., Dieterle, B.D., Rudd, R.J. & Walrath, N.L. 2011, 'Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities', *Journal of Mammalogy* 92: 917-925

- Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 1998, 'Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks', faglig rapport fra DMU, nr.227, 62 s.
- Hansen, L. 1982, 'Trafikdræbte dyr i Danmark', Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 76: 97-110
- Hansen M.D.D., Olsen, K., Gjelstrup, P., Sell, H. og Jensen, F. 2008, 'Gravhøjes og råstofgraves betydning for bevarelse af den biologiske mangfoldighed i Nationalpark Mols Bjerger', rapport til Kulturarvsstyrelsen, vedr. j.nr. 2008-7.40.01/75104-0004
- Hanski, I. 1999, 'Metapopulation ecology', Oxford University Press, Oxford, UK
- Heldbjerg, H. & Lerche-Jørgensen, M. 2012, 'Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2011', årsrapport for punkttællingsprojektet, Dansk Ornitologisk Forening
- Helldin, J.O., Jung, J., Neumann, W., Olsson, M., Skarin, A. & Widemo, F. 2012, 'Vindkraftens effekter på landlevende dæggdjur', En syntesrapport. – Naturvårdsverket, Rapport 6499
- Herman, K. & Furmankiewicz, J. 2013, 'An effect of high power ultrasound on bat activity – the implication for the protection of bats at wind farms.', proceedings from Conference on Wind Power and Environmental Impacts, Stockholm 5-7 February
- Hobbs, R.J., Jentsch A., & Temperton, V.M., 2007a, 'Restoration as a Process of Assembly and Succession Mediated by Disturbance', in ed. Walker, L.R, Walker, J. & Hobbs, R.J., 'Linking Restoration and Ecological Succession', 150-167, Springer Science and Business Media, New York
- Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D., 2011, 'Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation', *Journal of Applied Ecology* 48: 148-152
- Hodos, W., Potocki, A., Storm, T. & Gaffney, M. 2001, 'Reduction of motion smear to reduce avian collisions with wind turbines', National Avian-Wind Power Planning Meeting IV, Proceedings, prepared by Resolve, Inc., Washington DC, pp. 88-105
- Hodos, W. 2003, 'Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collisions with Wind Turbines', prepared for the National Renewable Energy Laboratory: 1-43
- Hoerschelmann, H., Haack, A. & Wohlgemuth, F. 1988, 'Verluste und Verhalten von Vögeln an einer 380-kV-Freileitung', *Ecol. Birds* 10: 85-103
- Holst, J., 1987, 'En undersøgelse af vegetation og flora på opgivne tørre, sandede landbrugsarealer på Djursland', teknikerrapport nr. 17, Skov- og Naturstyrelsen, København, pp. 1-184
- Horn, J.W., Arnett, E.B. & Kunz, T.H. 2008a, 'Behavioral responses of bats to operating wind turbines', *Journal of Wildlife Management* 72: 123-132

Horn, J.W., Arnett, E.B., Jensen, M. & Kunz, T.H. 2008b, 'Testing the effectiveness of an experimental acoustic bat deterrent at the Maple Ridge wind farm', prepared for the Bats and Wind Energy Cooperative and Bat Conservation International, Austin, Texas, USA

Hötker, H. 2006, 'The impact of repowering of wind farms on birds and bats', Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen for Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein

Hötker, H., Thomsen, K.-M. & Köster, H. 2004, 'Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel unter der Fledermäuse—Akten, Wissenslücken', Anforderungen an die Forschung, ornithologischen Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen, Report, Michael-Otto-Institut im NABU, Germany

Hötker, H., Thomsen, K.-M. & Köster, H. 2005, 'Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse - Fakten, Wissenslücken', Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen, BFN-Skripten 142, Bonn

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

Hunt, W.G. 2002, 'Golden Eagles in a Perilous Landscape: Predicting the Effects of Mitigation for Wind Turbine Blade-Strike Mortality', prepared for the California Energy Commission: 1-72

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

Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.-M., Fredrich, E. & Hill, R. 2006, 'Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines', in Wind, Fire and Water: Renewable Energy and Birds, Ibis 148 (Suppl. 1), 90–109

Iuell, B. 2013, 'CWE Conference Summary', Conference on Wind Power and Environmental Impacts, Stockholm 5-7 February

Janss, G.F.E. & Ferrer, M. 1997, 'Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking', Journal of Field Ornithology 69(1): 8-17

Jayakody, S., Sibbald, A.M., Gordon, I.J. & Lambin, X. 2008, 'Red deer *Cervus elephus* vigilance behaviour differs with habitat and type of human disturbance' Wildlife Biology 141: 81-91

Jenkins, A. R., Smallie, J.J. & Diamond, M. 2010, 'Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective', Bird Conservation International 20:263–278

Johnson, G.D, Erickson, W.P, Strickland, M.D, Shepherd, M.F, Shepherd, D.A & Sarappo, S.A. 2002, 'Collision Mortality of Local and Migrant Birds at a Large-Scale Wind-Power Development on Buffalo Ridge, Minnesota', *Wildlife Society Bulletin* 30 (3): 879-887

Johnson, G.D., Perlik, M.K., Erickson, W.P. & Strickland, M.D. 2004, 'Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota', *Wildlife Society Bulletin* 32: 1278–1288

Kahlert, J., Hüppop, K. & Hüppop, O. 2005, 'Construction of a fixed link across Fehmarnbelt: preliminary risk assessment on birds', National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Commissioned by The Danish Ministry of Transport and Energy and the German Federal Ministry of Transport, Building and Housing

Kahlert, J., Clausen, P., Hounisen, J.P. & Petersen, I.K. 2007, 'Response of breeding waders to agri-environmental schemes may be obscured by effects of existing hydrology and farming history', *J Ornithol.* 148 (Issue 2 Supplement): 287-293

Kahlert, J., Asferg, T. & Odderskær, P. 2008, 'Agerhønen's biologi og bestandsregulering, en gennemgang af den nuværende viden', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport nr. 666, 62 s.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR666.pdf>

Kahlert, J., Therkildsen, O.R., Haugaard, L. & Elmeros, M. 2010, 'Vurdering af effekten på fugle ved ændringer af en vindmøllepark ved Klim Fjordholme', faglig redegørelse af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet for Vattenfall Vindkraft A/S

Kahlert, J. 2011, 'Beregning af de bestandsmæssige konsekvenser for kortnæbbet gås og trane ved en ændring af en vindmøllepark ved Klim', fagligt notat af Institut for Bioscience, Aarhus Universitet udarbejdet for Vattenfall Vindkraft A/S

Kahlert, J., Laubek, B., Aaen, K., Waagner, S., Groom, G. & Andersen, P.N 2011, 'Rødsand 2 Offshore Wind Farm - Post-construction Studies on Migrating Land Birds autumn 2010', report commissioned by E.on. Grontmij| Carl Bro & DCE - National Environmental Research Institute, Aarhus University

Kahlert, J. A., & Therkildsen, O. R. 2012, 'Mulige afværgeforanstaltninger i relation til fuglekollisioner ved vindmøllepark på Klim Fjordholme', faglig redegørelse fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 15 s.

Kahlert, J., Therkildsen, O.R. & Haugaard, L. 2012, 'Konsekvensvurdering af effekten på fugle- og dyreliv ved ændring af en vindmøllepark ved Klim Fjordholme', notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 26 s.

Kahlert, J.A. 2013, 'Spørgsmål vedrørende landbaserede vindmøller', notat til Naturstyrelsen fra Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 4 s.

- Keddy, P.A. 1992, 'Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology', *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164
- Keddy, P.A. 2000, 'Wetland ecology principles and conservation', Cambridge University Press, Cambridge
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L., & Hölzel, N. 2010, 'Species introduction in restoration projects – evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe', *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285-299
- Klimkowska, A., Dzierza, P., Brzezinska, K., Kotowski, W. & Medrzycki, P. 2010, 'Can we balance the high costs of nature restoration with the method of topsoil removal?', case study from Poland, *Journal for Nature Conservation*, 18, 202-205
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B. & Siriwardena, G.M. 1999, 'The second silent spring?', *Nature* 400: 611-612
- Krijgsveld, K.L., Akershoek, K., Schenk, F., Dijk, F. & Dirksen, S. 2009, 'Collision risk of birds with modern large wind turbines', *Ardea* 97: 357-366
- Kuijper, D.P.J., Schut, J., van Dullemen, D., Toorman, H., Goossens, N., Ouwehand, J. & Limpens, J.G.A. 2008, 'Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (*Myotis dasycneme*)', *Lutra* 51: 37-49
- 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
- Kunz, T.H. & Fenton M.B. (red.) 2003, 'Bat ecology', University of Chicago Press, Chicago
- Lagrange, H., Rico, BasY, P., Ughetto, A-L., Melki, F. & Kerbiriou, C. 2013, 'Mitigating bat fatalities from wind-power plants through targeted curtailment: results from 4 years of testing of CHIROTECH', proceedings from Conference on Wind Power and Environmental Impacts, Stockholm 5-7 February
- Larsen, J.K. & Madsen, J. 2000, 'Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective', *Landscape Ecology* 15: 755-764
- Larsen, J.K. & Clausen, P. 2002, 'Potential wind park impacts on whooper swans in winter: the risk of collision', *Waterbirds* 25: 327-330
- Laursen, K., J. Kahlert & J. Frikke J. 2005, 'Factors affecting escape distance of staging waterbirds', *Wildlife Biol.* 11: 13-19
- Laursen, K. & Holm, T.E. 2011, 'Forstyrrelser af fugle ved menneskelig færdsel – en oversigtsartikel', *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 105: 127-138



Lekuona, J.M. & Ursúa, C. 2007, 'Avian mortality in wind plants of Navarra (northern Spain)', in de Lucas, M., Janss, G.F.E. & Ferrer, M. (eds.) 'Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation', pp. 177 – 192, Quercus, Madrid

Lencova, K. Prach, K. 2011, 'Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession', *Grass and Forage Science* 66, no. 2: 265-271

Levin, G. 2013, 'Opgørelse for plejekrævende naturarealer', beskrivelse af anvendt data og metode samt præsentation af resultater for opgørelse over arealstørrelser af plejekrævende naturarealer i Danmark. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, teknisk rapport nr. 24, 31 s., <http://www.dmu.dk/Pub/TR24.pdf>

Limpens, H.J.G.A. & Kapteyn, K. 1991, 'Bats, their behaviour and linear landscape elements', *Myotis* 29: 39-48

Lockwood, J.L. 1997, 'An alternative to succession. Assembly rules offer guide to restoration efforts', *Restoration & Management Notes* 15: 45-51

Long, C.V., Flint, J.A. & Lepper, P.A. 2010, 'Wind turbines and bat mortality: Doppler shift profiles and ultrasonic bat-like pulse reflection from moving turbine blades', *Journal of the Acoustical Society of America* 128: 2238–2245

Lund, M.P. 2000, 'Performance of the species listed in the European Community 'Habitats' Directive as indicators of species richness in Denmark', *Environmental Science & Policy* 5 (2002) 105–112

Lundy, M.G., Aughney, T., Montgomery, W.I. & Roche, N. 2011, 'Landscape conservation for Irish bats & species specific roosting characteristics', *Bat Conservation Ireland*

Lundy, M.G., Harrison, A., Buckley, D.J., Boston, E.S., Scott D.D., Teeling, E.C., Montgomery, W.I. & Houghton, J.D.R. 2012, 'Prey field switching based on preferential behaviour can induce Lévy flights', *Journal of the Royal Society Interface* 10: 20120489

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967, 'The Theory of Island Biogeography', Princeton University Press.

Madders, M. and Whitfield, D. P. 2006, 'Upland raptors and the assessment of wind farm impacts', *Ibis* 148: 43-56

Madsen, J. & Boertmann, D. 2008, 'Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms', *Landscape Ecology* 23, p 1007-1011

Marrs, R.H. 1993, 'Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions', *Advances in Ecological Research* 24: 242-300

Marrs, R., Snow, C., Owen, K. & Evans, C. 1998, 'Heathland and acid grassland creation on arable soils at Minsmere: identification of potential problems and a test of cropping to impoverish soils', *Biological Conservation*, 85, 69-82

- Masden, E.A., Fox, A.D., Furness, R.W., Bullman, R. & Haydon, D.T. 2010a, 'Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: Developing a conceptual framework', *Environmental Impact Assessment Review* 30: 1-7
- Masden, E.A., Haydon, D.T., Desholm, M., Fox, A.D., Furness, R.W. & Reeve, R.E. 2010b, 'Assessing the cumulative impacts of wind farms on birds', Ph.d.-thesis, University of Glasgow
- McCrea, A., Trueman, I. & Fullen, M. 2001, 'A comparison of the effects of four arable crops on the fertility depletion of a sandy silt loam destined for grassland habitat creation', *Biological Conservation*, 97, 181-187
- McClure, C.J.W., Ware, H.E., Carlisle, J., Kaltenecker, G., Barber, J.R. 2013, 'An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road' *Proceedings of the Royal Society B* 280
- McIsaac, H. 2001, 'Raptor Acuity and Wind Turbine Blade Conspicuity. In Proceedings of the National Avian-Wind Power Planning Meeting IV', pp. 59-87
- Meltofte, H. (Ed.) 2012, 'Danmarks natur frem mod 2020 - om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed', Det Grønne Kontaktudvalg, udgivet af Danmarks Naturfredningsforening
- Mogensen, B., 1994, 'Succession på Opgivne Marker', MSc Thesis. Økologisk Afdeling, Botanisk Institut, Københavns Universitet
- Morkill, A.E. & Anderson, S.H. 1991, 'Effectiveness of marking power lines to reduce sandhill crane collisions', *Wildlife Society Bulletin* 19(4): 1-8
- Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 2009, 'Thick-billed murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland', NERI Technical Report No. 749, DCE - National Environmental Research Institute, Aarhus University, 59 pages
- Mossberg B, Stenberg L. 2005, 'Den Nye Nordiske Flora, 1. oplag', 928 sider, Gyldendal, København
- Naturstyrelsen 2013, 'Notat vedr. anlægsforhold for vindmøller til projekt-beskrivelse til udredning om vindmøller i § 3-områder m.m.', Statens Vindmøllesekretariat, Naturstyrelsen
- Newton, I. 2004, 'The recent declines of farmland bird population in Britain: An appraisal of causal factors and conservation action', *Ibis* 146: 579-600
- Nicholls, B. & Racey, P.A. 2009, 'The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats - A possible means of discouraging bats from approaching wind turbines' *PLoS ONE* 4: e6246
- Nielsen, K.E., Damgaard, C., Nygaard, B., Bladt, J., Ejrnæs, R. & Bruus, M. 2012, 'Terrestriske naturtyper 2011 - udvikling og areal, NOVANA', Videnskabelig rapport nr. 35 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 118 s., <http://www.dmu.dk/Pub/SR35.pdf>

Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 2009, 'Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, - faglig rapport fra DMU nr. 742, 288 s., <http://www.dmu.dk/Pub/FR742.pdf>

Nygård, T., Bevanger, K., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Hoel, P.L., May, R. & Reitan, O. 2010, 'Proceedings of the BOU's 2010 Annual Conference – Climate Change and Birds'

Nygaard, B., Ejrnæs, R., Baattrup-Pedersen, A. & Fredshavn, J.R. 2009, 'Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 728, 144 s.

Nygaard, B., Levin, G., Buttenschøn, R. & Ejrnæs, R. 2011, 'Kortlægning af naturplejebehov, Delprojekt 1 i Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark', notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet

NWCC. 2007, 'Mitigation Toolbox', Compiled by National Wind Coordinating Collaborative (NWCC) and Jennie Rectenwald, Consultant.  
[http://www.nationalwind.org/publications/wildlife/mitigation\\_Toolbox.pdf](http://www.nationalwind.org/publications/wildlife/mitigation_Toolbox.pdf)

Orloff, S. & Flannery, A. 1992, 'Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use, and Mortality in Altamon Pass and Solano County Wind Resource Areas Tiburon, California', prepared for the Planning Departments of Alameda, Contra Costa, and Solano Counties and the California Energy Commission

O'Shea, T.J., Ellison, L.E. & Stanley, T.R. 2011, 'Adult survival and population growth rate in Colorado big brown bats (*Eptesicus fuscus*)', *Journal of Mammalogy* 92: 433-443

Ödman, A.M., Schnoor, T.K., Ripa, J. & Olsson, P.A. 2012, 'Soil disturbance as a restoration measure in dry sandy grasslands', *Biodiversity and Conservation* 21: 1921-1935.

Öster, M., Ask, K., Cousins, S. A. O. & Eriksson, O. 2009, 'Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields', *Journal of Applied Ecology*, 46: 1266–1274

Papdatou, E., Pradel, R., Schaub, M., Dolch, D., Geiger, H., Ibañez, C., Kerth, G., Popa-Linseanu, A., Schrocht, W., Teubner, J. & Gimenez, O. 2012, 'Comparing survival among species with imperfect detection using multilevel analysis of mark-recapture data: a case study on bats', *Ecography* 35: 153–161

Pearce-Higgins, J.W., Leigh, S., Langston, R.H.W., Bainbridge, I.P. & Bullman, R. 2009, 'The distribution of breeding birds around upland wind farms', *Journal of Applied Ecology* 46: 1323-1331

Pedersen, M. B. & Poulsen, E. 1991, 'En 90 m/2 MW vindmøllens indvirkning på fuglelivet', *Danske Vildtundersøgelser* 47: 1-44

- Pedersen, H.Æ. & Faurholdt, N. 2010, 'Danmarks vilde orkidéer', København, Gyldendal, 289 p
- Percival, S. 2005, 'Birds and windfarms: what are the real issues?', *British Birds* 98: 194-204
- Petersen, B.V. 2001. 'Naturglimt, Gejrfuglen', 37: 17-20
- Petersen B.V. 2013, 'Årets fund 2012 fra hele Danmark – Årets fund fra Jylland', *Urt* 37: 12-20
- 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
- Pickett, S.T.A. 1982, 'Population patterns through twenty years of oldfield succession', *Vegetatio*, 49(1), 45-59
- Pihl, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. 2000, 'Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet', indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus, Danmarks Miljøundersøgelser, faglig rapport nr. 322, 219 s.
- Podolsky, R. 2003, 'Avian risk of collision (ARC) model', NWCC Biological Significance Workshop, 17–18 November 2003, National Wind Coordinating Committee, Washington, D.C., USA
- Podolsky, R. 2005, 'Application of risk assessment tools: avian risk of collision model', S. S. Schwartz, pages 86-87, editor, 'Proceedings of the Onshore Wildlife Interactions with Wind Developments', Research Meeting V, Lansdowne, Virginia, 3–4 November 2004, prepared for the Wildlife Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee. RESOLVE, Incorporated, Washington, D.C., USA
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burke, M.J.W. & Peel, S. 2002, 'Restoration of Species-Rich Grassland on Arable Land: Assessing the Limiting Processes Using a Multi-Site Experiment', *Journal of Applied Ecology*, 39, 294-309
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Tallowin, J.B., Walker, K.J., Warman, E.A. & Masters, G. 2007, 'Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints', *Journal of Applied Ecology*, 44, 81-94
- Rabin, L.A., Coss, C.J. & Owings, D.H. 2006, 'The effects of wind turbines on antipredator behaviour in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*)', *Biological Conservation* 131: 410-420
- Rehfeldt, N. 1999, 'Vegetation succession after temporary cultivation of a Danish heathland site', *Natura Jutlandica Occasional papers no. 1*: 1-129
- Reijnen, R., Foppen, R. & Meeuwsen, H. 1996, 'The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands', *Biol. Conserv.* 75: 255–260

- Reckardt, K. & Kerth, G. 2007, 'Roost selection and roost switching of female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*) as a strategy of parasite avoidance', *Oecologia* 154: 581-588
- Robinson, R.F. & Stebbings, R.E. 2009, 'Home range and habitat use by the serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England', *Journal of Zoology* 243: 117-136
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.J., Goodwin, J. & Harbusch, C. 2008, 'Guidelines for consideration of bats in wind farm projects', EURO-BATS Publication Series No. 3. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn
- Rollins, K.E., Meyerholz, D.K., Johnson, G.D., Capparella, A.P. & Loew, S.S. 2012, 'A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury?' *Veterinary Pathology* 49: 362-371
- Ruprecht, E. 2006, 'Successfully Recovered Grassland: A Promising Example from Romanian Old-Fields', *Restoration Ecology*, 14(3), 473-480
- Russo, D., Cistrone, L. & Jones, G. 2005, 'Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*', *Ecography* 28: 769-776
- Rydell, J. 1992. 'Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden'. *Functional Ecology* 6: 744-750
- Rydell, J. & Racey, P.A. 1995, 'Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats', *Symposium of the Zoological Society of London* 67: 291-307
- Rydell, J., Bach, L., Duborg-Savage, M.J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. 2010, 'Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe', *Acta Chiropterologica* 12: 261-274
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J.K., Pettersson, J. & Green, M. 2011, 'Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss – Syntesrapport', Naturvårdsverket, Rapport 6467
- Saether, B.E. & Bakke, O. 2000, 'Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate', *Ecology* 81: 642-653
- Salek, M., Marhoul, P., Pintir, J., Kopecky, T. & Slaby, L. 2004, 'Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats', *Acta Oecologia* 25: 23-33
- Sandom, C., Donlan, C. J., Svenning, J.-C. & Hansen, D., 2013, 'Rewilding', in 'Key Topics in Conservation Biology 2', (eds D. W., Macdonald and K. J., Willis), John Wiley & Sons, Oxford
- 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
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991, 'Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review', *Conservation Biology* 5: 18-32

- Schaub, A., Ostwald, J. & Siemers, B.M. 2008, 'Foraging bats avoid noise', *Journal of Experimental Biology* 211: 3174–3180
- 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
- Sendor, T. & Simon, M. 2003, 'Population dynamics of the pipistrelle bat: effects of sex, age and winter weather on seasonal survival', *Journal of Animal Ecology* 72: 308–320
- Simonsen, P., Larsen, L.K. 2004, 'National forvaltningsplan for Laks, Miljøministeriet, skov- og naturstyrelsen, København, 65 s.
- Smallwood, K.S. and Thelander, C.G. 2008, 'Bird mortality in Altamont Pass Wind Resource Area California', *J. Wildl. Manage.* 72: 215–213
- Stahlschmidt, P., Pätzold, A., Ressler, L., Schulz, R. & Brühl, C.A. 2012, 'Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes', *Basic and Applied Ecology* 13: 196-203
- Stankowich, T. 2008, 'Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis', *Biological Conservation* 141: 2159-2171
- Sterner, D. 2002, 'A road map for PIER research on avian collisions with wind turbines in California', California Energy Commission
- Stoltze, M. & Pihl, S. (red.) 1998, 'Gulliste 1997 over planter og dyr I Danmark', Miljø- og Energiministeriet, Danmarks miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen
- Stone, E.L., Jones, G. & Harris, S. 2009, 'Street lighting disturbs commuting bats', *Current Biology* 19: 1123-1127
- Strandberg, M.T., Nielsen, K.E., Damgaard, C. & Degn, H.J. 2011, 'Status og plejemuligheder for klokkelýngdomineret våd hede', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 820, 52 s.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR820.pdf>
- Strausz, M. 2010, 'Habitat and host plant use of the Large Copper Butterfly *Lycaena dispar rutilus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Vienna (Austria)', Master Thesis, Universität Wien
- Strickland, M.D., Erickson, W.P., Johnson, G., Young, D. & Good, R. 2001, 'Risk Reduction Avian Studies at the Foote Creek Rim Wind Plant in Wyoming', proceedings of NWCC National Avian-Wind Power Planning Meeting IV, Carmel, Calif., May 16–17, 2000
- Sugimoto, H. & Matsuda, H. 2011, 'Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines', *Ornithological Science* 10 (S1): 61-71
- Surlykke, A. & Kalko, E. 2008, 'Echolocating bats cry out loud to detect their prey', *PLoS ONE* 3: e2036

Surlykke, A., Pedersen, S.B. & Jakobsen, L. 2009, 'Echolocating bats emit a highly directional sonar sound beam in the field, proceedings of the Royal Society B 276: 853-860

Svenning, J.-C., Fløjgaard, C., Sandom, C. J. & Ejrnæs, R. 2012, 'Plads til vildnatur i Danmark 2020? Om behovet for store sammenhængende naturområder', i Meltofte, H. (ed.), 'Danmarks natur frem mod 2020', om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed, Det Grønne Kontaktudvalg, udgivet af Danmarks Naturfredningsforening

Szewczak, J.M. & Arnett, E.B. 2006, 'Ultrasound emissions from wind turbines as a potential attractant to bats: a preliminary investigation', report to the Bats and Wind Energy Cooperative, Bat Conservation International, Austin, Texas, USA

Søgaard, B. & Asferg, T. 2007, 'Håndbog om arter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, Faglig rapport fra DMU nr. 635, 226 s.

<http://www.dmu.dk/Pub/FR635.pdf>

Søgaard, B. & Asferg T. (red.) 2009, 'Arter 2007, NOVANA', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 713. 140 s.

<http://www.dmu.dk/Pub/FR713.pdf>

Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P.N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K.E., Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D.L.J. & Jørgensen, T.B. 2008, 'Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001-2007)', afrapportering til EU i henhold til artikel 17 i EF-Habitatdirektivet:

[http://cdr.eionet.europa.eu/dk/eu/art17/envrlq\\_ka](http://cdr.eionet.europa.eu/dk/eu/art17/envrlq_ka)

Søgaard, B., Wind, P., Elmeros, M., Bladt, J., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Jørgensen, A.G., Sveegaard, S. & Teilmann, J. 2013, 'Overvågning af arter 2004-2011, NOVANA', DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, videnskabelig rapport nr. 50, 240 s.,

<http://www.dmu.dk/Pub/SR50.pdf>

Søndergaard, M. & Wiberg-Larsen, P. 2011, 'Søer' i Ejrnæs, R. (ed), 'Danmarks biodiversitet 2010 - Status, udvikling og trusler', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, faglig rapport nr. 815f 152 s.

Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2002, 'Små søer og vandhuller', Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen

Tarlow, E.M. & Blumstein, D.T. 2007, 'Evaluating methods to quantify anthropogenic stressors on wild animals', Applied Animal Behaviour Science 102: 429-451

Temple, H.J. & Terry, A. 2007, 'The status and distribution of European Mammals', Luxembourg, European Communities

Theil, P.K., Coutant, A.E. & Olesen, C.R. 2004, 'Seasonal changes and activity-dependent variation in heart rate of roe deer', Journal of Mammalogy 85: 245-253

- The Scottish Natural Heritage Collision Risk Model 2013, 'Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model'.  
<http://www.snh.gov.uk/docs/B721137.pdf>, hjemmeside besøgt feb. 2013
- Thelander, C. G. & Ruge, L. 2000, 'Avian Risk Behavior and Fatalities at the Altamont Wind Resource Area', prepared for the National Renewable Energy Laboratory: 1-22
- Thelander, C. & Smallwood, S. 2004, 'Developing Methods to Reduce Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area', prepared by BioResource Consultants for the California Energy Commission Public Interest Energy Research (PIER) Program, Report #500-04-052
- Therkildsen, O.R., Elmeros, M., Kahlert, J. & Desholm, M. (eds.) 2012, 'Baseline investigations of bats and birds at Wind Turbine Test Centre Østerild', Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Scientific Report No. 28, 128 pp., <http://www.dmu.dk/Pub/SR28.pdf>
- Thompson, K., Bakker, J. & Bekker, R. 1997, 'The soil seed banks of Northern West Europe: Methodology, density and longevity', Cambridge University Press
- Tilman, D. 1993, 'Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation?', *Ecology*, 74(8), 2179-2191
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. 2011, 'Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs', *Biodiversity and Conservation*, 1-22
- Tucker, V.A, 1996, 'A mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors', *J. Solar Energy Eng.* 118, 253–262
- Tillmann, J.E. 2006, 'Das ökologische Profil des Rebhuhns (*Perdix perdix*) und Konsequenzen für die Gestaltung von Ansaatbrachen zur Lebensraumverbesserung', *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 31: 265-274
- 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
- Uldal, C. & Bald, C. (red.) 2012, 'Forvaltningsplan for agerhøne', Miljøministeriet, Naturstyrelsen, 50 s.
- U.S. Fish & Wildlife Service 2003, 'Interim guidelines to avoid and minimise wildlife impacts from wind turbines', United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- van den Berg, L.J.L., Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M.A.C., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 2005, 'Decline of Acid-Sensitive Plant Species in Heathland Can Be Attributed to Ammonium Toxicity in Combination with Low pH', *New Phytologist* 166 (2): 551-564



- Voigt, C.C., Sörgel, K., Šuba, Keišs, J. & Pētersons, G. 2012a, 'The insectivorous bat *Pipistrellus nathusii* uses a mixed-fuel strategy to power autumn migration', *Proceedings of the Royal Society B* 279: 3772–3778
- Voigt, C.C., Popa-Lisseanu, A.G., Niermann, I. & Kramer-Schadt, S. 2012b, 'The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations', *Biological Conservation* 153: 80-86
- Wade, P.R. 1998, 'Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds', *Marine Mammal Science* 14: 1-37
- Walker, L.J. & Johnston, J. 1999, 'Consulting guidelines for the assessment of indirect and cumulative impacts as well as impact interactions', Brussels: EC DGX1 Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, 172 pp.
- Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mountford, J.O., Manchester, S.J. & Pywell, R.F. 2004, 'The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK', *Biological Conservation*, 119, 1-18
- Warming, E. 1897, 'Exkursionen til Skagen i Juli 1896', *Botanisk Tidsskrift* 21, 59–112
- Warming, E. 1895, 'Plantefund. Grundtræk af den økologiske plantegeografi', København
- Wassen, M.J., Olde Venterink, H., Lapshina, E.D., & Tanneberger, F 2005, 'Endangered plants persist under phosphorus limitation', *Nature* 437: 547-550
- Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A. & Kristensen, E.A. 2011, 'Vandløb', i: Ejrnæs, R. (ed), 'Danmarks biodiversitet 2010 - Status, udvikling og trusler', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, Faglig rapport nr. 815, 152 s.
- Willis, C.K.R., Barclay, R.M.R., Boyles, J.G., Brigham, R.M., Brack, V., Waldien, D.L. & Reichard, J. 2010, 'Bats are not birds and other problems with Sovacool's (2009)', analysis of animal fatalities due to electricity generation, *Energy Policy* 38: 2067–2069
- Wind, P. & Ejrnæs, R. 2014, 'Danmarks truede arter', den danske Rødliste, Miljøbiblioteket 1, Aarhus Universitetsforlag
- Wind, P. & Pihl, S. (red.) 2004, 'Den danske rødliste', Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, <http://redlist.dmu.dk>
- Winkelman, J.E. 1994, 'Bird/Wind turbine investigations in Europe', 11 sider, rapport fra DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen
- Young, D. P., Erickson, W.P. Strickland, M.D., Good, R.E. & Sernka, K.J. 2003, 'Comparison of Avian Responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind Turbines', prepared for the National Renewable Energy Lab: 1-67.
- Agger, P. & Brandt, J. 1988, 'Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes', *Landscape Ecology* 1: 227-240

Young, D.P., Nomani, S., Tidhar, W.L. & Bay, K. 2011, 'NedPower Mount Storm Wind Energy Facility post-construction avian and bat monitoring, July–October 2010', Unpublished report prepared for NedPower Mount Storm, LLC, Houston, Texas, prepared by Western EcoSystems Technology, Inc., Cheyenne, WY, USA

Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrбка, T. 2003, 'The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows', *Biological Conservation* 114: 165-177

Zobel, M. 1997, 'The relative role of species pools in determining plant species richness: An alternative explanation of species coexistence?', *Trends in Ecology and Evolution* 12: 266-269

*[Tom side]*

## VINDMØLLER PÅ § 3-BESKYTTEDE NATURAREALER

Potentielle konsekvenser for biodiversitet, fugle og flagermus

I denne rapport er de direkte og indirekte konsekvenser for biodiversiteten ved opførelse af vindmøller på § 3-beskyttede arealer beskrevet særskilt for stedbundne arter og deres levesteder (enge, overdrev, moser, heder, strandenge, kystklitter, søer og vandløb) og for højmobile arter (fugle, flagermus og terrestriske pattedyr). I rapporten er der endvidere foretaget en udredning af principperne for afværgeforanstaltninger og kompenserende tiltag, herunder mulighederne for etablering af erstatningsnatur. Beskrivelserne bygger på den eksisterende viden og faglige skøn.

Konflikter mellem fugle og vindmøller har været et tema i forbindelse med havvindmølleparker og landbaserede møller gennem mange år, og gennem de sidste 10 år har der været stigende opmærksomhed på vindmøllers betydning i forhold til beskyttelsen af flagermus. Derfor er der i rapporten særligt fokus på disse artsgrupper.