

JAMMERLAND BAY NEARSHORE A/S

JAMMERLAND BUGT KYSTNÆR HAVMØLLEPARK

MILJØKONSEKVENSRAPPORT
ESPOO VERSION

16. februar 2024



1	IKKE-TEKNISK RESUMÉ	4
1.1	MILJØVURDERINGSPROCES OG LOVGIVNING	4
1.2	PROJEKTBEKRIVELSE.....	4
1.2.1	Projektet på havet	5
1.2.2	Projektet på land	7
1.3	PROJEKTETS MILJØPÅVIRKNINGER	9
1.3.1	Miljøpåvirkninger på havet	9
1.3.2	Miljøpåvirkninger på land	10
1.4	MILJØ PÅ HAVET	11
1.5	MILJØ PÅ LAND	31
1.6	NATURA 2000-FORHOLD OG BILAG IV-ARTER	42
1.6.1	Natura 2000-vurdering	42
1.6.2	Bilag IV-arter	43
1.7	HAVSTRATEGI- OG VANDRAMMEDIREKTIV	45
1.7.1	Havstrategi.....	45
1.7.2	Vandrammedirektiv.....	45
1.8	KUMULATIVE VIRKNINGER	46
1.9	AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	47
2	INDLEDNING	48
3	MILJØ PÅ HAVET	49
3.1	FUGLE	49
3.1.1	Indledning	49
3.1.2	Metode	49
3.1.3	Eksisterende forhold.....	59
3.1.4	Miljøpåvirkninger	83
3.1.5	Sammenfatning	98
3.2	FLAGERMUS.....	100
3.2.1	Indledning	100
3.2.2	Metode	101
3.2.3	Eksisterende forhold.....	102
3.2.4	Potentielle trækruter i det nordlige Storebælt	104
3.2.5	Miljøpåvirkninger	105
3.2.6	Sammenfatning	107
3.3	HAVPATTEDYR	108

3.3.1	Indledning	108
3.3.2	Metode	108
3.3.3	Eksisterende forhold.....	111
3.3.4	Miljøpåvirkninger	121
3.3.5	Sammenfatning	137
4	NATURA 2000-FORHOLD OG BILAG IV-ARTER	139
4.1	LOVGRUNDLAG	139
4.1.1	Gunstig bevaringsstatus.....	139
4.1.2	Habitatdirektivets Bilag IV	140
4.2	NATURA 2000-OMRÅDER VED JAMMERLAND BUGT KYSTNÆR HAVMØLLEPARK	141
4.2.1	Natura 2000-område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev Kalundborg Fjord..	142
4.2.2	Natura 2000-område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Disebjerg og Bollinge Bakke	143
4.2.3	Natura 2000-område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken	145
4.2.4	Natura 2000-område Nr. 116 Centrale Storebælt og Vresen	146
4.2.5	Natura 2000-område nr. 109 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø	147
4.2.6	Natura 2000-område Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand.....	148
4.2.7	Natura 2000-område nr. 196 Ryggen.....	149
4.3	PROJEKTETS POTENTIELLE PÅVIRKNINGER AF NATURA 2000- OMRÅDER.....	150
4.3.1	Påvirkninger fra projektet på havet	150
4.3.2	Påvirkninger fra projektet på land	154
4.4	NATURA 2000-KONSEKVENSVURDERING	156
4.4.1	Datagrundlag.....	157
4.4.2	Fugle	157
4.4.3	Havpattedyr	164
4.4.4	Flagermus.....	169
4.4.5	Fisk	170
4.5	BILAG IV-ARTER.....	173
4.5.1	Bilag IV-arter på havet	176
5	REFERENCER.....	179

1 IKKE-TEKNISK RESUMÉ

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil med sine 16-21 havvindmøller placeret i bugten mellem Asnæs og Reersø på Sjælland producere 240 MW grøn strøm svarende til det årlige elforbrug fra ca. 240.000 danske husstande. Projektet leverer dermed et betydeligt bidrag til omstillingen af Danmarks energiproduktion fra fossile brændsler til mere vedvarende energi.

European Energy (EE) ansøgte i 2012 om tilladelse til projektet under den såkaldte åben-dør ordning og fik i 2014 en forundersøgelsestilladelse af Energistyrelsen. I 2020 blev forundersøgelsesrapporten godkendt, men med krav om, at der skulle udarbejdes et tillæg, som belyser konsekvenserne af det konkrete projekt. Denne miljøkonsekvensrapport, som behandler projektets miljøpåvirkningen både på havet og på land, udgør dette tillæg.

1.1 Miljøvurderingsproces og lovgivning

Vindmøller er omfattet af bilag 2 i miljøvurderingsloven, og miljømyndigheden skal derfor vurdere, om projektet kan medføre væsentlige påvirkninger af miljøet. I Danmark er Energistyrelsen myndighed på havet mens Miljøstyrelsen er myndighed på land. For Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark har myndighederne vurderet, at det ansøgte projekt skal gennemgå en miljøvurderingsproces i overensstemmelse med miljøvurderingsloven.

Bygherren, som i dette tilfælde er selskabet Jammerland Bay Nearshore A/S (repræsenteret ved European Energy), skal derfor udarbejde en miljøkonsekvensrapport (MKR – denne rapport) for projektet med henblik på at give det bedst mulige grundlag for såvel den offentlige debat som myndighedernes miljøvurdering af projektet. Da projektet kan have grænseoverskridende effekter, bliver Tyskland og Sverige også hørt om projektet, Polen har takket nej til at blive hørt yderligere.

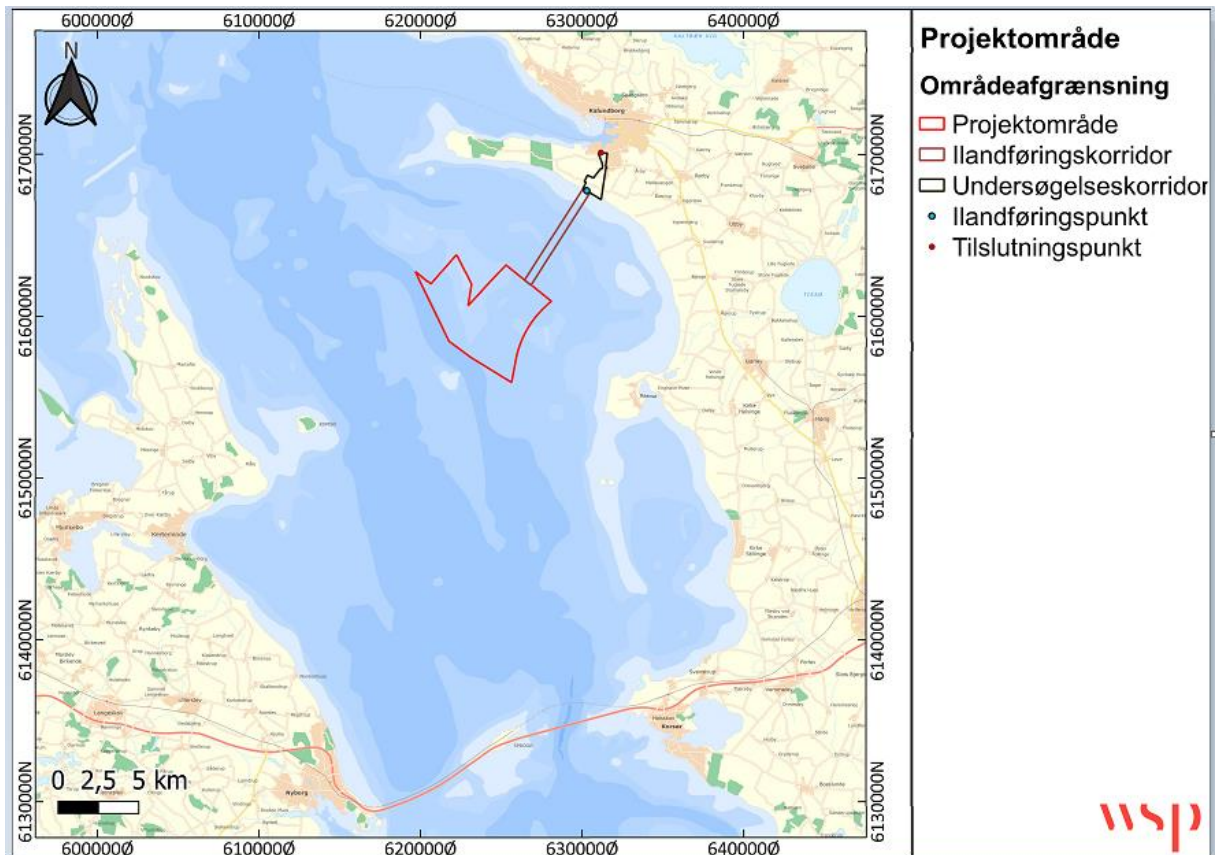
European Energy håber at en etableringstilladelse på havet og en § 25 tilladelse på land kan udstedes i efteråret 2024 og forventer at anlægsarbejdet gennemføres i perioden 2026-2028.

1.2 Projektbeskrivelse

Møllerne i Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil stå mindst 6 km fra kysten og vil på havet bestå af 16-21 vindmøller, fundamenter, interne kabler mellem møllernes samt tre ilandføringskabler. Søkablerne føres i land på Asnæs i Kalundborg Kommune og på land består projektet af ca. to km nedgravede 66 kV landkabler frem til en ny transformerstation på ca. 2.500 m² i et erhvervsområde ved Kalundborg Refinery og herfra ca. 1 km med nedgravede 132 kV kabler frem til tilkobling ved Asnæsværket.

På havet vil møllerne blive anlagt inden for et 31 km² stort projektområde som er ca. halvt så stort som det oprindelige forundersøgelsesområde og med en 2 km større mindsteafstand til kysten.

Et oversigtskort for projektet Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, der viser projektområdet og ilandføringskorridoren på havet samt undersøgelseskorridoren på land, fremgår af Figur 1-1.



Figur 1-1 Oversigtskort, der viser afgrænsningen af projektområdet og ilandføringskorridoren på havet, samt undersøgelseskorridoren på land.

1.2.1 Projektet på havet

1.2.1.1 Havmølleparken

Der er undersøgt tre mulige projekialternativer for antal, størrelse og placering af møller, hhv. et foretrukket projekt og alternativ 1 og 2, se Tabel 1-1 og Figur 1-2. De tre projekialternativer er alle fuldt belyst og vurderet i rapporten.

Tabel 1-1 Antal og størrelse på møllerne for det foretrukne projekt samt alternativ 1 og alternativ 2.

	Foretrukket projekt	Alternativ 1	Alternativ 2
Antal møller stk.	16	18	21
Mølle rotordiameter (m)	236	222	200
Total højde (maksimal vingspidshøjde (m))	256	242	220
Nacelle højde (m)	138	131	120
Vingspids til havoverflade (m)	20	20	20
Bestrøget areal (m²)	43.700	38.700	31.400
Fundaments type	Monopæl	Monopæl	Monopæl

Opstillingsmønstret for møllerne er det samme i det foretrukne projekt (16 møller) og alternativ 1 (18 møller), blot er der i alternativ 1 placeret yderligere 2 møller (en mod nordøst og en i den centrale vestlige del af projektområdet). Alternativ 2 har tre møller mere end alternativ 1, med én yderligere mod nordøst samt et lidt anderledes opstillingsmønster centralt og med 2 flere møller mod vest (se Figur 1-2).



Figur 1-2 Opstillingsmønstre for det foretrukne projekt med 16 møller, alternativ 1 med 18 møller og alternativ 2 med 21 møller.

Møllernes placering er tilpasset de fysiske og miljømæssige forhold på havbunden, herunder dybdeforhold samt studier af vindforhold for optimering af energiproduktionen. Desuden er der arbejdet med opstillingsmønstre der tager hensyn til det visuelle udtryk.

Hver vindmølle står på et monopæl fundament; et hult stålrør, som rammes ned i havbunden med en hydraulisk hammer. Der udlægges erosionsbeskyttelse bestående af sten i varierende størrelser rundt om fundamenterne. På fundamentet placeres et overgangsstykke og derefter selve mølletårnet, møllehus (nacelle) og vinger. Vindmøllerne forbindes med et internt net af søkabler i projektområdet. I ilandføringskorridoren placeres 3 søkabler som sender strømmen i land. På land forbindes søkablerne med landkablerne.

1.2.1.2 Anlægsfasen på havet

Etablering af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark på havet forventes påbegyndt i 2026 og forventes at vare ca. 2 år, så vindmølleparken kan stå klar til fuld elproduktion medio 2028.

Anlægsarbejdet på havet vil kunne foregå hele året, alle ugens dage for at maksimere udnyttelsen af gunstige vejrforhold samt forkorte den samlede anlægstid. Dog vil der ikke ske nedramning af monopæle i perioden maj til august. Et større antal skibe vil være aktive i anlægsområdet samtidigt, forventeligt anvendes mellem 10 og 20 skibe i løbet af anlægsperioden.

Monopælene sejles ud til opstillingsstedet og nedrammes mens installationsskibet står fast på havbunden (jack-up). Det forventes, at installation af fundamenter tager 4-8 måneder.

Materiale (sten) til erosionsbeskyttelse sejles ud til opstillingslokaliteterne, hvorefter det anbringes på havbunden med grab fra gravemaskine eller via rør fra et specialskib. Det vurderes at installationen af erosionsbeskyttelse tager 2-4 måneder.

Installationen af projektets søkabler sker fra et kabelskib, hvor søkablerne ligger oprullet. Søkablerne vil blive nedlagt fra kabelskibet og blive gravet eller pløjet ned i havbunden. Det vurderes, at installation af det enkelte

kabel mellem to møller tager 2-3 dage, mens installation af ilandføringskablerne vil tage 2-4 uger. I alt forventes søkablerne at blive etableret inden for en periode på 4-6 måneder.

1.2.1.3 Driftsfasen på havet

I driftsfasen vil der forekomme løbende vedligeholdelse, der vil omfatte periodisk kontrol, planlagt vedligehold samt opståede behov for vedligehold. Den periodiske kontrol udføres almindeligvis i sommerperioden med de bedste vejrforhold hertil og ved anvendelse af persontransportfartøjer. De ikke-planlagte vedligeholdelsesaktiviteter kan omfatte aktiviteter som udskiftning af mindre komponenter med fejl til udskiftning af store vindmøllekomponentdele. I sidstnævnte tilfælde vil der ofte være brug for at inddrage samme type af fartøj, som har været i anlægsfasen, dog kun i en kortvarig periode. Afmærkning af mølleparken i forhold til fly- og skibstrafik vil ske i henhold til gældende regler fra Trafikstyrelsen og Søfartsstyrelsen og efter nærmere aftale med disse myndigheder.

Det er generel praksis i Danmark, at sejlads er tilladt mellem møllerne i en havmøllepark, og det forventes, at sejlads inden for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil være tilladt i driftsperioden. Det vil ikke være tilladt at bestige fundamentene eller møllerne. Som udgangspunkt vil der omkring kabler i mølleparken og på begge sider af ilandføringskablerne i en afstand af 200 meter være forbud mod opankring og fiskeri med bundslæbende redskaber i henhold til Kabelbekendtgørelsen.

1.2.1.4 Dekommissionering på havet

Projektets forventede levetid er op til 30 år. Forud for dekommissionering - dvs. fjernelse af projektet - vil der blive udarbejdet en plan for, hvordan arbejdet skal forløbe, hvilket blandt andet vil afhænge af fremtidens lovgivning og teknologi på området. Planen forventes at inkludere følgende elementer:

- vindmøller fjernes fuldstændigt
- monopæle skæres af umiddelbart under den naturlige havbund
- interne søkabler, som forbinder møllerne fjernes
- ilandføringskabler fra havmølleparken fjernes
- erosionsbeskyttelse forventes efterladt på stedet

Alle komponenter og materialer vil så vidt muligt blive genanvendt.

1.2 Projektet på land

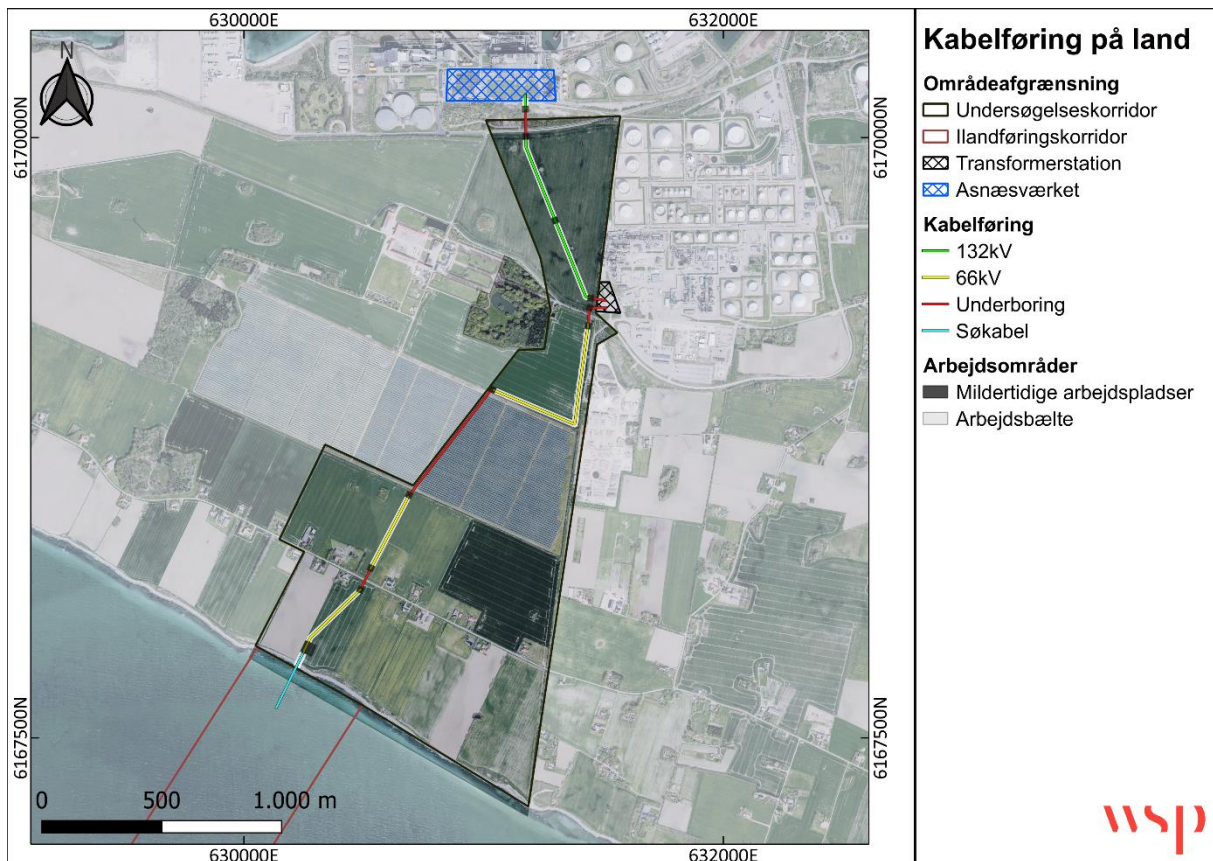
1.2.2.1 Kabler og transformerstation

På land etableres nedgravede kabler indenfor en afgrænset undersøgelseskorridor og der etableres en ny transformerstation i et eksisterende erhvervsområde på Kalundborg Refineris arealer. Fra ilandføringsanlægget ved kysten og frem til den nye transformerstation etableres tre 66 kV kabler i én kabelgrav. Fra den nye transformerstation og videre mod nord frem til Energinets eksisterende højspændingsstation ved Asnæsværket etableres tre 132 kV kabler.

Søkablet kommer i land i et område hvor der er § 3 beskyttet overdrev. Den foretrukne metode for ilandføring er styret underboring (Alternativ A), men opgravning (Alternativ B) beskrives og vurderes også. Nord for overdrevet samles søkablet med landkablet i et nedgravet ilandføringsanlæg på et landbrugsareal. Mens

anlægsarbejdet står på, vil der her være en arbejdsplads. Kablet krydser en solcellepark med underboring og føres med en ny underboring ind til den nye transformerstation. Kablet føres fra transformerstationen og op til tilslutning ved Asnæsværket, hvor der bl.a. sker underboring af et dige og en vej. Undersøgelseskorridoren på land og den planlagte linjeføring kan ses på Figur 1-3.

Inden anlægsfasen starter, vil der blive gennemført lodsejerforhandlinger samt tekniske undersøgelser, som kan betyde at kablets placering indenfor undersøgelseskorridoren justeres. Evt. justering vil ske under hensyntagen til beboelser, tekniske anlæg og miljøinteresser. For eksempel kan særlige forhold hos lodsejerne eller fund ved de arkæologiske forundersøgelser betyde, at justering er nødvendig.



Figur 1-3 Oversigtskort med afgrænsninger af undersøgelseskorridoren for landkabler, planlagt kabelføring, arbejdsområder samt placering af den nye transformerstation.

1.2.2.2 Anlægsaktiviteter

Der vil i forbindelse med anlæg af transformerstation ske anlægsarbejder med entreprenørmaskiner, tilkørsel og oplag af materialer mv. Anlægsarbejdet for transformerstationen planlægges inden for en periode på 6 til 12 måneder.

Landkablerne vil blive placeret i én samlet kabelgrav der er 1 meter bred og 2,3 meter dyb. Der vil i anlægsfasen være et 20-25 meter bredt anlægsbælte, centreret omkring kabelgraven. Anlægsarbejdet for nedlægning af landkablet planlægges at vare ca. 4-6 måneder, men arbejdet vil kun strække sig over 3-5 uger fra opstart til fuld reetablering for de enkelte matrikler.

1.2.2.3 Driftsfasen

Transformerstationen vil være ubemandet og baseret på fjernkontrol for de fleste driftsoperationer i møllernes og Energinets normale driftstilstande. Stationen vil kun være bemanded i forbindelse med periodisk vedligehold, inspektioner og reparationer. Hyppigheden af periodisk vedligehold er 3-4 dage pr. år. Kablerne er nedgravet i jorden og vil ikke kræve vedligeholdelse i driftsperioden, kun reparationsarbejde i tilfælde af fejl.

1.2.2.4 Dekommissionering

Levetiden for anlægget på land er mindst 40 år, men kablerne vil blive fjernet samtidigt med vindmøller og kabler på havet og efter de til den tid gældende metoder og regler.

1.3 Projektets miljøpåvirkninger

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark kan medføre påvirkninger af det omgivende miljø. Beskrivelserne af miljøpåvirkninger er opdelt efter hvor påvirkningen sker, enten på havet eller på land. Den er yderligere underopdelt i påvirkningen under anlægsfasen hvor der vil være støj, trafik, gravearbejder og forstyrrelse og i driftsfasen hvor møllerne står på havet og der på land findes et nedgravet kabel og en nyetableret transformerstation. Endelig beskrives påvirkningen når projektet engang skal nedtages.

1.3.1 Miljøpåvirkninger på havet

Anlægsfasen

Anlægsfasen på havet indebærer nedramning af monopæle og rejsning af møller samt nedpløjning eller -gravning af kabler som skal føre strøm mellem møllerne og til land.

Til arbejdet skal der bruges skibe, som har emissioner, medfører risiko for kollisioner, støjer og skaber forstyrrelse.

Dette kan påvirke luftkvaliteten, sejladsikkerheden, støjforurening og marine dyr som fisk, marine pattedyr og fugle til havs.

Når monopæle nedrammes støjer det og det kan skade marsvins hørelse og skræmme fisk væk. ')

Når søkabler og monopæle skal ned i havbunden vil havbundens sediment, med dets evt. indhold af miljøfarlige stoffer og næringsstoffer blive hvirvlet op. Hvis der i forbindelse med ilandføring af søkablerne anvendes styret underboring vil der ske en udstrømning af boremudder til det marine miljø. Boremudder består primært af den udborede jord, vand og lerarten bentonit, men også 0-1 % tilsætningsstoffer.

Driftsfasen

I driftsfasen som forventes at vare ca. 30 år, vil møllerne stå på havet og monopæle og kabler ligge i havbunden. Havmøllerne vil være synlige og deres tilstedeværelse kan udover landskabet og de visuelle forhold påvirke sejladsikkerhed og flytrafik i form af risiko for skibskollisioner og forstyrrelser af radio- og radarsignaler. Ligeledes kan møllerne udgøre en kollisionsrisiko for fugle og flagermus og de kan fortrænge rastende fugle og udgøre en barriere som trækfugle vil flyve udenom. I mølleparken og over ilandføringskablet vil der være restriktioner for fiskeri med bundslæbende redskaber grundet risikoen for skader på kabler og møller.

Erosionsbeskyttelse med sten omkring fundamenterne vil udgøre et nyt hårbundshabitat for marin flora og fauna, i stedet for den nuværende substrattype. Under drift af møllerne vil der forekomme lavfrekvent luftbåren støj. Der vil desuden forekomme støj og vibrationer, der forplanter sig til fundamenterne,

Ved gennemstrømningen af elektricitet dannes der elektromagnetiske felter rundt om søkablerne, som kan påvirke det marine dyreliv. Der kan afgives små mængder materiale til havmiljøet fra monopæle, mølletårne og møllevinger, som følge af slid fra vind og vejr.

Dekommissioneringsfasen

Efter endt levetid vil projektet blive dekommissioneret, det vil sige fjernet. Overordnet set forventes de samme påvirkninger i dekommissioneringsfasen, som dem beskrevet i anlægsfasen. Dog vil påvirkningen i flere tilfælde være mindre end i anlægsfasen. F.eks. skal der ikke nedrammes monopæle, som er den mest støjende aktivitet i anlægsfasen og formentlig er det ikke nødvendigt at grave kablerne op af havbunden, men de kan i stedet trækkes op, hvorved ophvirvling af havbundens sediment er mindre

De sten der er udlagt som erosionsbeskyttelse omkring møllefundamenterne bliver forventeligt liggende på havbunden, hvor de vil udgøre et levested for fisk og marine planter og bunddyr. Erosionsbeskyttelsen vil samtidigt udgøre en permanent barriere for bundslæbende redskaber for det kommercielle fiskeri.

1.3.2 Miljøpåvirkninger på land

Anlægsfasen

Anlægsfasen på land omfatter nedlægning af landkabler samt etablering af en ny transformerstation. Arbejdsarealer (i hver ende af alle underboringer og ved samling af kabelender samt 20-25 meter omkring kabelgraven) vil blive påvirket af udlæg af køreplader, kørsel med anlægsmaskiner og oplæg af jord. Selve kabelgraven vil blive udgravet til en dybde af 2,3 meter.

Anlægsarbejderne medfører udover de midlertidige arbejdsarealer øget trafik, emissioner fra anlægsmaskiner, øget forstyrrelse med støj, muligt behov for at pumpe vand væk fra anlægsområde, risiko for spild af olie og risiko for udslip af boremudder ved underboringer, som alle kan påvirke miljøet herunder befolkningen og arter eller naturtyper i området.

Driftsfasen

I driftsfasen vil kablerne ligge i jorden og der vil være en ny transformerstation i et eksisterende erhvervsområde som er synlig og udsender støj. Der kan forekomme sporadisk forstyrrelse og støj i forbindelse med vedligeholdelsesarbejde og opsyn med transformerstationen. Omkring de nedgravede kabler vil der være elektromagnetiske felter.

Dekommissioneringsfasen

Når anlæggene på land skal fjernes, vil miljøpåvirkningerne være af samme eller mindre størrelsesorden og udbredelse, som under anlægsfasen.

1.4 Miljø på havet

1.4.1.1 Geomorfologi og geologi

Havbundens morfologi i Jammerland Bugt er et resultat af geologiske processer gennem de sidste ca. 11.500 år. Stenede bundforhold præger store dele af Jammerland Bugt, dog typisk med et tyndt overfladelag bestående af groft sand, grus og sten. Det vurderes at tykkelsen af den glacielle lagserie indenfor projektområdet er 13-40 m, som overlægges af 0-8 m tykke postglacielle sedimenter.

Geomorfologi og geologi påvirkes ikke af projektet, men har betydning for forståelsen af området som møllerne etableres i.

1.4.1.2 Bundtopografi og sediment

I projektområdet, hvor møllerne placeres, er vanddybden på 6,5-26 m. De mindste vanddybder er på toppen af Lysegrunde, som er en stor bankestruktur, der gennemskærer den centrale del af Jammerland Bugt.

Havbunden i projektområdet er meget stabil, og der er kun observeret få områder, hvor der er tegn på en aktiv sedimenttransport.

Der er identificeret fem forskellige substrattyper på havbunden. I de dybere dele af projektområdet dominerer finkornet silt, mens der er mere stensbund mod vest end mod øst og den centrale og nordlige del af projektområdet er domineret af sand. Den nordligste tredjedel af ilandføringskorridoren (ind mod kysten) er domineret af stensbund mens den resterende del er domineret af blødbund og silt, med lokale forekomster af sand og sten.

Der er indsamlet og analyseret sedimentprøver fra projektområdet. For krom, kobber og nikkel er kvalitetskravet overskredet i tre sedimentprøver, for den ene af dem er der også overskridelse for arsen og TBT.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen og under dekommissionering vil der komme forstyrrelser af havbunden og spild af sediment i forbindelse med nedlægning og optagelse af kabler samt ved nedramning og afskæring af monopælene under havbunden. I anlægsfasen vil der ske udstrømning af boremudder hvis metoden underboring vælges ved ilandføring af søkablerne. Det spildte sediment frigives til vandsøjlen og aflejres efterfølgende på havbunden. Påvirkningen af havbunden (bundtopografi og sediment) i relation til sedimentspild vurderes at være lav, fordi påvirkningen er lokal, består af omfordeling af eksisterende substrat og er ikke permanent.

Evt. frigivelse af miljøfarlige stoffer forårsaget af sedimentspredning under anlægsfasen, sker i et stort, åbent havområde og over anlægsfasens varighed. Det vurderes derfor at en evt. frigivelse af miljøfarlige stoffer ikke vil være målbar på grund af den store opblanding og dermed vurderes påvirkningen at være lav.

I driftsfasen kan der opstå forstyrrelser af havbunden som konsekvens af ændringer af strømforholdene omkring møllefundamenterne. Denne påvirkning er vurderet til at være lokal og reversibel og minimal i sammenligning med de naturligt forekommende variationer. Monopæl og erosionsbeskyttelse vil i driftsfasen medføre arealinddragelse af havbunden. Påvirkningen vurderes at være lav da det påvirkede areal er lille og da erosionsbeskyttelsen vil udgøre et nyt levested for marin flora og fauna. Sammenfatning af den samlede påvirkning i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen er vist i Tabel 1-2.

Table 1-2 Summary of impact in construction, operation and decommissioning phase for bathymetry and sediment.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Arealinddragelse	Bundtopografi	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Arealinddragelse	Sediment	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Forstyrrelser af havbunden	Bundtopografi	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Forstyrrelser af havbunden	Sediment	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Sedimentspredning	Bundtopografi	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Sedimentspredning	Sediment	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Spredning af sediment med miljøfarlige stoffer	Sediment	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Udstrømning af boremudder	Sediment	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	

1.4.1.3 Hydrografi

Projektområdet i Jammerland Bugt ligger i den østlige del af det nordlige Storebælt og i det relativt beskyttede lavvandsområde mellem halvøerne Asnæs og Reersø med dybe render beliggende vest for området. I et større hydrografisk perspektiv ligger projektområdet og dets nærmere omgivelser således i overgangszonen mellem Nordsøen og Østersøen.

De største strømhastigheder findes i den vestlige del af projektområdet tættest på Storebæltsrenden, hvor hastigheden typisk ligger mellem 1,0-1,3 m/s ved overfladen og 0,5-0,6 m/s ved bunden. Den østlige del er præget af mere rolige forhold, typisk med strømhastigheder på 0,8-1,0 m/s ved overfladen og 0,4-0,5 m/s ved bunden. Den fremherskende strømretning er NV-SØ.

Vindgenererede bølger i projektområdet er i modsætning til strøm og vandstand primært forårsaget af lokale meteorologiske forhold. Bølger opbygges som følge af længden af det frie stræk over vandoverfladen som vinden blæser hen over. For projektområdet er de frie stræk i vestlige og østlige retninger begrænset af Jammerland Bugt kysten på Sjælland og Fyns østkyst. Enkelte større bølgetog fra nordvestlig og sydvestlig retning fremkommer under passager af lavtryk fra Norge og til Østersøen.

Miljøpåvirkninger

Tilstedeværelsen af møllerne i Jammerland Bugt vil helt lokalt ændre vindhastigheden og bølgeenergien i læ af møllerne. Ligeledes vil strømningsforhold omkring møllefundamenterne blive ændret helt lokalt og på bagsiden af møllefundamenterne kan evt. lagdeling af vandsøjlen blive opblandet, som følge af øget turbulens. Det vurderes at påvirkningerne er små og lokale og uden væsentlig betydning, uanset valg af alternativ. Påvirkningen vil starte allerede i anlægsfasen og være helt til fjernelse af havvindmøllerne er afsluttet.

Generelt vurderes ændringerne som følge af projektet som lave sammenlignet med de naturligt forekommende variationer i de anførte meteorologiske og hydrografiske parametre.

Tabel 1-3 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for hydrografi.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Fysiske strukturer	Vindfelt	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Strømforskel og vandskifte	Anlæg	lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Lagdeling	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Bølger	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.4 Kystmorfologi

De nærliggende kyster til projektområdet omfatter kyststrækningen langs Jammerland Bugt fra spidsen af Asnæs i nord til Reersø i syd, kysten omkring Musholm og Romsø samt kyststrækningen langs den østlige del af Hindsholm.

På strækningen mellem Asnæs og Reersø dominerer klintkyster i den nordlige del, mens sand- og klitkyster dominerer i den sydlige del. Klinterne er flere steder udsat for svag erosion på grund af det naturlige strøm- og bølgeklima, dog uden at blive udsat for større nedbrydning. Enkelte steder forekommer fladkyst og fremrykning af kysten, hvor strandvoldsdannelser dominerer, primært i den sydlige del af bugten. I den sydlige del af Jammerland Bugt forekommer desuden udbredte strand- og engarealer, som står i forbindelse med Natura 2000-området ved Flasken, hvor Halleby Å har sin udmunding.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen, og under dekommissionering, vil der ske spild af sediment ved etablering og optagelse af møller og kabler. Det spildte sediment frigives til vandsøjlen, og dele af det kan føres til kysten. Under driftsfasen vil der opstå ændringer af strøm- og bølgeforholdene omkring møllerne, som ligeledes kan føre til helt marginale påvirkninger af kystmorfologien. Påvirkningerne er vurderet til at være lokale og reversible og minimale i sammenligning med de naturligt forekommende variationer. Den samlede påvirkning vurderes at være lav.

Tabel 1-4 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for kystmorfologi.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Ændringer i strøm- og bølgeforhold	Kystmorfologi	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Sedimentspredning og sedimentation	Kystmorfologi	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.5 Vandkvalitet

God vandkvalitet er af stor betydning for alt marint liv, herunder organismer i både vandfasen, og i og ved bunden. Sigtdybde (lysets gennemtrængelighed i vandsøjlen), planktonmængder og koncentration af opløste næringsstoffer, og suspenderet stof og ilt har betydning for vandkvaliteten.

Miljøpåvirkninger

Potentielle påvirkninger af vandkvaliteten på havet i anlægsfasen relaterer sig til sedimentspild fra anlæg af vindmøllefundamenter og nedlægning af kabler. Der skal ikke graves i lag, som er stærkt iltforbrugende som f.eks. tørv. Dermed er risikoen for et pludseligt opstået iltsvind som følge af anlægsaktiviteterne ikke til stede.

En mindre del af de miljøfarlige stoffer som allerede findes i sedimentet, vil blive frigivet og komme på opløst form i vandsøjlen. Med de dybder og strømforhold, der hersker, hvor aktiviteterne skal udføres, vil der ske en stor fortynding, og der vil ikke ske frigivelse eller spredning af miljøfarlige stoffer i koncentrationer som vil være målbare, eller som vil give anledning til toksiske effekter i vandmiljøet eller overskridelser af nationalt og EU-fastlagte miljøkvalitetskrav

Når sedimentet hvirvles op i vandet, vil en del af det kvælstof og fosfor som er bundet i det blive opløst i vandfasen. Belastningen med kvælstof og fosfor fra anlæg (og dekommissionering) af projektet er ubetydelig og påvirkningen på vandkvalitet vurderes derfor at være lav.

Vindmøllefundamenterne vil have korrosionsbeskyttelse i form af epoxy-maling og galvaniske anoder af aluminium. Efter at epoxycoatingen er hærdet og konstruktionen installeret på havet vil der ikke frigives opløsningsmidler fra epoxyen. Vindmøllerne opføres i et vandområde, hvor vandudskiftningen er stor, og fortyndingen er høj. Det vurderes at stofafgivelse fra vindmøllerne alene vil give anledning til en lav påvirkning af vandkvaliteten, ikke vil være målbar og at påvirkningsgraden derfor vil være lav.

Vindmøllevinger er lavet af kompositter, som primært består af resin og glasfiber. I løbet af driftsfasen vil små mængder materiale blive afgivet fra møllevingerne gennem slid og nedbør som mikroplaststykker. Materialet, der slides af vingerne, er fuldt hærkede malingspartikler, det vil sige pigmenterede polymerpartikler, som kemisk set er inaktive og som ikke frigiver kemikalier i miljøet eller påvirker vandkvaliteten.

Dekommissionering af vindmøllerne samt fjernelse af søkabler forventes at medføre den samme eller mindre sedimentspredning som i anlægsfasen. Påvirkningen i dekommissioneringsfasen vurderes derfor at være den samme eller mindre end i anlægsfasen.

Sammenfattende vurderes det at påvirkningen af vandkvalitet, som følge af etablering, drift og dekommissionering af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, vil være lav (se Tabel 1-5).

Tabel 1-5 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for vandkvalitet.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Frigivelse af miljøfarlige stoffer	Vandkvalitet	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Frigivelse af N og P	Vandkvalitet	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Frigivelse af zink fra aluminiums-anoder	Vandkvalitet	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	
Frigivelse af mikroplast	Vandkvalitet	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	

1.4.1.6 Marin flora og fauna

Havbunden i forundersøgelsesområdet indeholder adskillige bunddyr- og makroalgесamfund, der er knyttet til de forskellige naturtyper i området. Dyr og planter i disse samfund indgår i det marine fødenet, og danner fødegrundlaget for bl.a. fugle, fisk og marine pattedyr. Påvirkninger fra projektets realisering kan derfor, udover direkte påvirkning af områdets bestande af bunddyr og planter, potentielt også påvirke fødegrundlaget for fugle, fisk og pattedyr, der søger føde i projektområdet.

Inden for undersøgelsesområdet blev der observeret fire naturtyper:

- Naturtype 1a - blødbundssamfund
- Naturtype 1b - sandbundssamfund
- Naturtype 2 - grusbundssamfund, siltet sand, grus og småstenet havbund (<10 cm)
- Naturtype 3/4 - stenrevssamfund - bestrøningsbund med en del større sten samt decideret stenrevsstrukturer med huledannende elementer

Naturtype 3 og 4 udgør i sammenhæng naturtypen stenrev. De observerede epifaunaarter (dyr som lever oven på havbunden) er alle meget almindelige i indre danske farvande, og må overordnet set betegnes som repræsentative for tilsvarende vanddybder og substrater i de indre danske farvande. Overordnet set findes den største diversitet og dækningsgrad af dyre- og plantearter i forbindelse med faste substrater som stenrev, bestrøningsbunde og muslingebanker. På lavere vanddybder er de faste substrater generelt domineret af planteliv, mens de på dybere vand er domineret af fastsiddende dyr.

Blåmuslinger er fødegrundlag for dykænder, hvis muslingerne findes på dybder som dykænderne kan nå (primært 2-10 meter, men op til 20 meter). Vigtigheden for dykænderne afhænger af, hvor mange muslinger der findes (dækningsgrad) og hvor stort området med muslinger er.

Inden for projektområdet og ilandføringskorridoren er der ingen områder hvor dækningen af blåmuslinger er høj (>25 %) og hvor vanddybden er mindre end 10 m. I to områder er der en dækning af blåmuslinger på 1-25%

og en vanddybde på mindre end 10 m og i tre områder er der en dækning af blåmuslinger på >25 % beliggende på 10 - 20 m's vanddybde.

Dette vurderes at være begrænset og fragmenteret udbredelse af blåmuslinger, og derfor vurderes projektområdet og ilandføringskorridoren ikke at være et betydeligt fødesøgningsområde for muslingespisende dykænder.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen kan marin flora og fauna blive påvirket af undervandsstøj og vibrationer, sedimentspredning og sedimentpild samt fysiske forstyrrelser af havbunden. Påvirkningerne vurderes dog alle at være af lav samlet påvirkning.

I driftsfasen forekommer påvirkninger fra projektet af den marine flora og fauna fra undervandsstøj og vibrationer fra vindmøller i drift. Derudover som følge af ændring af habitatet fra sandbund til hårbund, og vindmøller. Disse tilførte strukturer på havbunden kan forårsage ændringer i strømningssforhold på havbunden. Kabler mellem møller og ilandføringskabler afgiver varme til havbunden, som kan påvirke organismer nedgraved i sedimentet. De samlede påvirkninger på marin flora og fauna vurderes alle at være lave.

I dekommissioneringsfasen vurderes påvirkningen at være at samme eller mindre omfang som i anlægsfasen. Derfor vurderes de samlede påvirkninger af marin flora og fauna ligeledes at være lave.

De sammenfattede påvirkninger af marin flora og fauna for hhv. anlægs-, drifts-, og dekommissioneringsfasen er angivet i Tabel 1-6.

Tabel 1-6 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for marin flora og fauna.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Støj og vibrationer	Marin flora og fauna	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Sedimentpild og sedimentspredning	Marin flora og fauna	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Fysisk forstyrrelse	Marin flora og fauna	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Arealinddragelse	Marin flora og fauna	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	
Habitatændringer	Marin flora og fauna	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	
Strømningssændringer	Marin flora og fauna	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	
	Marin flora og fauna	Anlæg	Ingen	

Varmeafgivelse til havbunden	Drift	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
	Dekommissionering	Ingen	

1.4.1.7 Fisk

De fleste fiskearter, som findes i Kattegat og Storebælt på lignende dybder og habitater, forventes også at forekomme nær havmølleparken i Jammerland Bugt.

Fangststatistikker, indhentet fra Fiskeristyrelsen, viser, at der primært fanges blåmuslinger i Jammerland Bugt, som der er dog kun observeret sparsomme forekomster af blåmuslinger i selve projektområdet. Der er også fanget en del brisling og sild, men også torsk og fladfisk såsom rødspætte, skrubbe, ising og tunge. Lokale fiskeriforeninger oplyser, at de vigtigste fiskearter, som fanges i projektområdet, er fladfisk som tunge, pighvar og slethvar.

De fiskearter som vurderes hyppigst at optræde i projektområdet er torsk (projektområdet kan være fødesøgningsområde for voksne og unge fisk, i områderne med stenbund), sild (Storebælt antages at være mindre vigtigt som vandringsområde for arten, men der er et gydeområde nord for projektområdet), brisling (arten er mindre afhængig af bundsubstrat og gyde og opvækstområder er ikke veldefinerede, projektområdet vurderes ikke at være væsentligt for arten), rødspætte (mange voksne individer nord for projektområdet, men Jammerland Bugt er ikke gyde- eller opvækstområde, det er primært mod vest i dybere områder), pighvar (foretrækker sandet bund, men kan også leve på blandet bund, gyder på større dybder mod vest).

Miljøpåvirkninger

Suspenderet sediment efter anlægsaktiviteter som nedlægning af kabler og nedramning af monopæle kan på virke fisk. Øgede mængder suspenderet sediment kan også forekomme efter storme, og fisk er derfor tilpasset variationer i mængden af suspenderet sediment. Visse fiskearter vil være følsomme overfor de øgede koncentrationer af suspenderet sediment, men disse vil udvise flugtafærd og forlade området i en kortere periode, mens der er øgede koncentrationer af suspenderet sediment i vandsøjlen. Æg og larver er mere sårbare over for øget sediment, men da der ikke er væsentlige gyde- eller opvækstområder, vurderes påvirkningen af fisk som følge af sediment at være lav.

Hvis kystkrydsningen laves som en underboring, vil der være en udstrømning af boremudder på havet. Boremudder er fint sediment som kan sætte sig på fiskenes gæller. Særligt fladfisk kan anvende kystnære, sandede områder som opvækstområder, men ilandføringskorridoren er ikke vurderet at være væsentligt. Derfor vurderes påvirkningen at være lav.

Undervandsstøj fra nedramning af monopæle vurderes at medføre en midlertidig fortrængning af fisk, men påvirkningen på fisk vurderes at være lav, da påvirkningen er kortvarig (et par timer for hver monopæl), lokal og fiskene efterfølgende kan vende tilbage.

I driftsfasen kan fisk blive påvirket af undervandsstøj fra driften, men det er tidligere vist, at fisk vænner sig til støjen og påvirkningen vurderes derfor at være lav. Ligeledes er de elektromagnetiske felter omkring kablerne vist, ikke at påvirke fisk.

Som følge af etablering af hårde strukturer i form af møllefundamenter og erosionsbeskyttelse, kan der i driftsfasen forekomme en vis tiltrækning af fisk, særligt revtilknyttede arter som torsk og læbefisk. Der vil

kunne etableres et nyt fiskesamfund med dominans af revarter. Arealinddragelsen er dog så lille, at det vurderes, at påvirkningen vil være lav og udelukkende lokal for de bentiske fiskearter, der foretrækker sandbund.

Påvirkninger i dekommissioneringsfasen vurderes at være sammenlignelige eller mindre end anlægsfasen, f.eks. vil undervandstøj være mindre, da der ikke sker nedramning af monopæle.

De samlede påvirkninger på fisk i projektets anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen er angivet i Tabel 1-7.

Tabel 1-7 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts-, og dekommissioneringsfasen for fisk.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Suspendert sediment og sedimentering	Fisk	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Ustrømning af boremudder	Fisk	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Undervandstøj og vibrationer	Fisk	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Arealinddragelse/ Habitatændring	Fisk	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Elektromagnetisme	Fisk	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	
Ændringer i fødegrundlag	Fisk	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	

1.4.1.8 Fugle

I 2014-2015 og i 2020-2022 er der foretaget flytællinger af rastende fugle i det nordlige Storebælt og Jammerland Bugt. Der er desuden lavet en undersøgelse af muslingebanker i projektområdet og vurderet, at forekomsterne af muslinger er små og fragmenterede. Muslingebanker kan være vigtige fødesøgningsområder for dykænder som edderfugl og sortand, især når de findes på dybder under 10 meter. Feltundersøgelserne er suppleret af eksisterende data for fuglenes forekomst i og omkring projektområdet, ligesom der er foretaget en gennemgang af litteraturen vedrørende fugles reaktioner på havmølleparker.

Optællingsområdet i det nordlige Storebælt udgør et vigtigt rasteområde for vandfugle, hvor edderfugl og sortand i perioder kan optræde i antal af international betydning. Nogle år kan der også være betydende antal af gråstrubet lappedykker, dog ikke ved de seneste tællinger i 2020-2022.

Flyoptællingerne af rastende fugle viser store årlige og sæsonmæssige variationer, både med hensyn til fuglenes antal og deres fordeling i optællingsområdet.

I forhold til antal, var Edderfugl er både i 2014-2015 og 2020-2022 den hyppigst forekommende art men antallet var væsentligt lavere i 2020-2022 end i 2014-2015. Omvendt blev der i 2014-2015 observeret langt færre sortænder end i 2020-2022 fugle.

I forhold til fordeling rastede edderfugl især vest og sydvest for Asnæs udenfor projektområdet. For sortand var billedet det samme som for edderfugl ved tællingerne i 2014-2015, men ved tællingerne i 2020-2022 var arten meget mere jævnt fordelt i Jammerland Bugt, også inde i projektområdet

Tællingerne sammenholdt med udbredelsen af muslinger på lave vanddybder tyder på, at området nord for projektområdet har betydning for begge arter. For sortand viser tællingerne i 2020-2022 dog også, at sortand er mere ligeligt fordelt i hele bugten, og tilsyneladende ikke i et mønster efter hvor der er større forekomster af muslinger på lave havdybder. For sortand tyder det på, at arten er forholdsvis fleksibel med hensyn til, hvor fuglene opholder sig, og at der sker både indenfor og udenfor projektområdet.

Projektområdet passeres af et stort antal trækkende vandfugle forår og efterår, hvorimod det ligger uden for de almindeligt benyttede trækkorridorer for landfugle.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen vurderes forstyrrelser fra anlægsaktiviteterne og sejlads at medføre fortrængning og dermed en *middel* påvirkning af rastende edderfugle, lappedykkere, lommer, sortænder, fløjsænder og alkefugle. Påvirkningerne af andre arter af rastende fugle samt arter, vurderes værende som lav.

Baseret på gennemsnitstal fra flytællingerne af rastefugle (2014-2015 og 2020-2022) vurderes den kystnære havmøllepark og den tilknyttede servicetrafik i driftsfasen i værste fald at føre til fortrængning af op til. 3.985 sortænder, 2.298 edderfugle, 253 fløjsænder, 834 lommer, 211 alkefugle og 216 lappedykkere fra deres nuværende raste- og fourageringsområder. Dette indirekte habitattab vurderes at udgøre en *middel* påvirkning af bestandene af de pågældende arter. For alle øvrige arter er antallet af fortrængte fugle væsentligt mindre, og påvirkningen vurderes derfor som *lav*. For skarv forventes en *positiv* påvirkning. Påvirkningen som følge af fysiske ændringer af levestedet (direkte habitattab) vurderes som værende *lav*.

Beregninger af det gennemsnitlige antal kollisioner per år er for edderfugl op til 5 fugle om året, for alle andre arter under 1. For edderfugl, sølvmåge og stormmåge vurderes risikoen for kollisioner at være en *middel* påvirkning, for alle andre arter en *lav* påvirkning. Påvirkninger som følge af barriereeffekter vurderes som *lav*, på grund af det meget begrænsede ekstra energiforbrug det medfører hos fuglene. Alle vurderinger gælder både for det foretrukne projekt og de to alternativer.

Påvirkningerne i dekommissioneringsfasen vurderes til at være af samme betydning som påvirkningen i anlægsfasen.

De sammenfattede påvirkninger af fugle for anlægs-, drifts-, og dekommissioneringsfasen er angivet i Tabel 1-8.

Tabel 1-8 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for trækkende og rastende fugle.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Forstyrrelse		Anlæg	Middel	Foretrukket

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
	Trækkende og rastende fugle	Drift	Lav	Alternativ1
		Dekommissionering	Middel	Alternativ 2
Levestedspåvirkning	Rastende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket
		Drift	Lav	Alternativ1
		Dekommissionering	Lav	Alternativ 2
Fortrængning/funktionelt tab af levested	Rastende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket
		Drift	Middel	Alternativ1
		Dekommissionering	Lav	Alternativ 2
Barriereeffekt	Trækkende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket
		Drift	Lav	Alternativ1
		Dekommissionering	Lav	Alternativ 2
Kollisionsrisiko	Trækkende og rastende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket
		Drift	Middel	Alternativ1
		Dekommissionering	Lav	Alternativ 2

1.4.1.9 Flagermus

Der er gennemført feltundersøgelser af trækkende og fødesøgende flagermus på havet. Undersøgelserne viste, to potentielle trækruter over det nordlige Storebælt. Mellem Reersø på Sjælland og Stavreshoved på Fyn samt langs Storebæltbroen. Begge steder blev der konstateret dværgflagermus, trolldflagermus og brunflagermus, ved Sprogø (Storebæltbroen) desuden skimmelflagermus. Herudover viste undersøgelserne at flagermus kun i begrænset omfang søger føde omkring vindmøller i Storebælt, og kun på nætter med lave vindhastigheder, høj temperatur og uden nedbør.

Miljøpåvirkninger

Anlægs- og dekommissioneringsfasen på havet vurderes ikke at medføre en påvirkning på flagermus. Aktiviteterne kan ikke påvirke yngle- eller rastesteder, da sådanne ikke findes på havet. Under anlægsarbejde og dekommissionering vil møllerne ikke være i drift og vingerne vil ikke rotere. Flagermus flyver ikke ind i strukturer, der ikke bevæger sig. I driftsfasen vil møllevingerne rotere, og flagermus kan risikere at kolliderer med dem.

To potentielle trækruter ligger syd for projektområdet, og der vil derfor ikke blive placeret vindmøller inden for trækruter for flagermus. En påvirkning af trækruter vurderes derfor at kunne udelukkes.

Flagermus kan under de rette vejrforhold (svag vind og lune nætter) søge efter føde (insekter) langt til havs. Tilstedeværelse af vindmøller kan ændre flagermusenes adfærd, da insekter vides at blive tiltrukket af vindmøller. Feltundersøgelserne viser at der kun er relativt få individer af flagermus omkring møllerne på Sprogø og kun når vindhastigheden er lav.

Det vurderes, at Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark kan medføre en lav påvirkning af fødesøgningsadfærd for dværg-, trolld-, brun-, syd-, vand- og skimmelflagermus, da møllerne opvarmes og derfor kan tiltrække flagermusenes fødegrundlag og dermed flagermusene. Med en afledt risiko for kollision med møllevingerne.

Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen i relation til trækkende og fødesøgende flagermus i det marine område kan ses i Tabel 1-9.

Tabel 1-9 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for trækkende og fødesøgende flagermus i det marine område.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Risiko for kollision	Træk ruter for flagermus	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Fødesøgning med risiko for kollision	Fødesøgende flagermus	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	

1.4.1.10 Havpattedyr

Tre arter af havpattedyr er relevante for projektet, marsvin, spættet sæl og gråsæl.

Marsvin er den mest almindelige hvalart i Danmark og kan ses året rundt i de danske farvande. Marsvin lever af fisk og har med en gennemsnitlig levealder på 8-10 år, en relativ kort levealder sammenlignet med andre tandhvaler. Der er ikke påvist særlige yngleområder i nærheden af undersøgelsesområdet, men det vurderes, at marsvin kan yngle overalt i de danske farvande.

Spættet sæl er en relativt lille sælart. Spættet sæl bliver maksimalt 35 år. Spættede sæler er mest sårbare omkring landgangspladserne i perioden d. 1. maj til d. 1. september. I forhold til havmølleområdet i Jammerland Bugt, er nærmeste kendte lokalitet, der angives at være af betydning for spættet sæl, området ved Samsø, hvor flere større hvilepladser findes.

Gråsælen er en mellemstor sæl. Hanner lever i over 20 år og hunner i over 30 år. Gråsæler anvender hvilepladser året rundt, men særligt når de føder deres unger, under parring og når de fælder. Gråsæler bevæger sig langt omkring for at fouragere og anvender ikke nødvendigvis samme hvileplads til fødsel, som resten af året. Der er ikke registreret nogle landgangspladser for gråsæl i projektområdet.

Der er observeret forholdsvis få marsvin og sæler i området, hvor havmølleparken skal opføres, og der er ikke noget, som indikerer, at området er af større betydning for hverken sæler eller marsvin i forhold til det omkringliggende farvand.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen kan marine pattedyr blive påvirket af sedimentspredning, støj fra nedramning af monopæle, og forstyrrelse fra anlægsgartøjer. Sedimentspredningen er kortvarig og vurderes at have en lav påvirkning. Støj fra nedramning af monopæle bliver dæmpet med dobbelt boblegardin eller lignende støjdæmpende foranstaltning og monopæle bliver ikke nedrammet i perioden 1. maj-31. august, som er den mest sårbare periode for marine pattedyr. Støjpåvirkningen både for luftbåren og undervandsstøj vurderes ikke at være væsentlig.

Under både anlægsfase, driftsfase og når mølleparken skal fjernes igen, vil der være skibstrafik. Skibstrafik medfører forstyrrelse, men trafikken i forbindelse med etablering og drift af vindmølleparken, vurderes ikke at medføre en væsentlig påvirkning af de marine pattedyr.

Der er ingen forskel i vurderingen af de potentielle påvirkninger af havpattedyr ved gennemførelse af det foretrukne projekt, alternativ 1 eller alternativ 2, for hverken marsvin eller sæler. Sammenfatning af den samlede potentielle påvirkning i relation til havpattedyr (marsvin og sæler) i projektets anlægs-, drift- og dekommissioneringsfase ses i Tabel 1-10.

Tabel 1-10 Sammenfatning af påvirkning af havpattedyr (marsvin og sæler) i projektets anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfase.

Påvirkning	Fase	Samlet påvirkning – det foretrukne projekt, alternativ 1 og 2 alternativer	
		Marsvin	Sæler
Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning	Anlæg	Lav	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Lav	Lav
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (undervandsstøj)	Anlæg	Middel	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (luftbåren støj)	Anlæg	Ingen	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Kortvarigt habitattab ved nedramning som følge af bortskræmning	Anlæg	Middel	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj, driftsstøj fra møllerne mv.	Anlæg	Lav	Lav
	Drift	Lav	Lav
	Dekommissionering	Lav	Lav
Langvarige habitatændringer som følge af indførelse af nyt hårdt substrat	Anlæg	Ingen	Ingen
	Drift	Lav	Lav
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Undervandsstøj fra detonerende UXO (ueksploderet ammunition), som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd	Anlæg	Lav	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Adfærdsændringer pga. elektromagnetisme, som kan påvirke dyrene	Anlæg	Ingen	Ingen
	Drift	Lav	Lav
	Dekommissionering	Ingen	Ingen

1.4.1.11 Marin arkæologi

De marinarkæologiske forekomster inden for projektområdet og ilandføringskorridoren kan overordnet inddeles i to hovedkategorier; vrage og øvrige genstande, samt stenalderboplads og levn/enkeltfund herfra (palæo-landskab).

Ifølge Kulturstyrelsens database "Fund og Fortidsminder" findes der inden for projektområdet tre vrage registreringer. De tre registreringer ligger kun 200-300 m fra hinanden og er beliggende i den sydlige del af projektområdet. Ét af vragene er fra 1920-erne er bortsprængt, et vrag er fra 1940, og de to andre er to registreringer af det samme vrag fra et forlis i 1986. Ifølge databasen er der ingen vrage registreringer langs ilandføringskorridoren.

Storebæltsregionen rummer omfattende fortidsmindeinteresser, især i form af velbevarede bopladser fra jægerstenalderen. Den primære årsag til, at havbunden i området er rig på kulturhistorisk interessante forekomster er, at stenalderbefolkningen boede tæt langs de nærliggende kyster. Det stigende havniveau efter istiden har ændret kystmorfologien og medvirket til, at størstedelen af stenalderens kyster i dag ligger under vand. Det formodes, at størstedelen af projektområdet på nær de dybeste dele langs Storebæltsrenden samt hele ilandføringskorridoren, potentielt kan rumme bopladsliv fra Ældre Stenalder.

Ifølge Slots- og Kulturstyrelsens database er der registreret enkeltfund af forarbejdet flint på Lysegrunde ca. 2 km nordvest for projektområdet på ca. 9 m's vanddybde. Dette vidner om, at de lavvandede områder inden for projektområdet f.eks. omkring Lysegrunde er eksempler på områder, hvor der potentielt kan være bopladsliv.

Behovet for marinarkæologiske forundersøgelser afklares af Slots- og Kulturstyrelsen i samarbejde med det ansvarlige museum i forbindelse med den offentlige høring af etableringstilladelsen. Den endelige myndighedsbeslutning vedrørende marinarkæologiske forhold træffes af Slots- og Kulturstyrelsen. Vikingeskibsmuseet har tilkendegivet, at de uden tvivl vil indstille, at der gennemføres marinarkæologiske forundersøgelser i projektområdet.

Miljøpåvirkninger

Projektet kan potentielt betyde, at marinarkæologiske værdier går tabt hvis objekter af kulturhistorisk interesse er beliggende netop der, hvor den fysiske påvirkning finder sted. Der er stor afstand mellem vrage registreringerne inden for projektområdet og de konkrete møllepositioner. Ifølge Slots- og Kulturstyrelsens database er der ingen vrage registreringer i ilandføringskorridoren. Der kan være behov for at tilpasse den interne kabelføring mellem møllerne, for at sikre tilstrækkelig afstand til vrag. Ifølge Slots- og Kulturstyrelsens database er der på nuværende tidspunkt ingen kendte registreringer af oldtidsfund inden for projektområdet eller ilandføringskorridoren. Vurderingen af påvirkningen af de marinarkæologiske interesser baseres i høj grad på sandsynlighed og grad af risiko. Så selvom følsomheden for skibsvrag og oldtidsfund er stor og betydningen af oldtidsfund er stor, så vurderes det i sidste ende, at den samlede påvirkning af skibsvrag og oldtidsfund er lav som følge af installation af møllefundamenter og nedlægning af kabler i anlægsfasen. Påvirkningen i driftsfasen er kun relateret til erosion omkring møllefundamenter og opankring fra servicefartøjer. Den mulige påvirkning er vurderet lav og ikke væsentlig.

Den konkrete påvirkning af de marinarkæologiske interesser kan først endeligt afklares, når der foreligger en marinarkæologisk forundersøgelse.

Tabel 1-11 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen for marinarkæologi.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Faste strukturer og opankring af skibe og platforme	Skibsvrag	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
	Oldtidsfund	Anlæg	Lav	

Faste strukturer og opankring af skibe og platforme	Drift	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
	Dekommissionering	Lav	

1.4.1.12 Marine rekreative forhold

Kysten langs Jammerland Bugt er en vigtig destination for friluftsliv med et stort opland, der tiltrækker både lokale og turister. Desuden er der langs kysten flere sommerhusområder, hvor beboerne i høj grad udnytter de rekreative muligheder på havet i Jammerland Bugt. Kyststrækningen i Jammerland Bugt byder på gode badefaciliteter, men også mange muligheder for rekreation, udendørs aktiviteter, overnatning, cykel- og vandreruter, kystfiskeri, naturfitness og guidede ture mm.

Projektområdet ligger mere end 6 km fra kysten og de fleste af de rekreative aktiviteter på havet foregår mere kystnært. Det gælder (f.eks. surfing (vind og kite), undervandsjagt, roning, kajak, badning og andre kystnære friluftaktiviteter.

Miljøpåvirkninger

Maritime fritidsudøvere kan i anlægsperioden blive påvirket af støj, forstyrrelse og øget skibstrafik i området. Det vil sige, at oplevelsesværdien og den rekreative udnyttelse af havet periodevis kan blive påvirket. Som følge af ændrede adgangsforhold, midlertidige støjpåvirkninger, sedimentspredning og visuelle forstyrrelser kan det i perioder, for nogle maritime fritidsudøvere, være mindre attraktivt end ellers at benytte projektområdet og Jammerland Bugt som helhed, til rekreativ udnyttelse. Andre kan måske se anlægsarbejdet som en attraktion.

Overordnet vurderes driften af havmølleparken at være en lav negativ påvirkning af de rekreative forhold på havet, og i visse tilfælde en positiv påvirkning. Dog vurderes den visuelle påvirkning af de rekreative forhold at være middel, idet etableringen af vindmølleparken potentielt kan have en negativ betydning for en del af områdets borgere

Tabel 1-12. Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for rekreative forhold på havet.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Støj og vibrationer, adgangsforhold, sedimentspredning	Fritidssejlad, Fritidsfiskeri Sportsdykning/havjagt	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Visuelle forstyrrelser	Fritidssejlad, Fritidsfiskeri Sportsdykning/havjagt	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Middel	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.13 Sejlad

Der er lav til moderat sejladstrafik i projektområdet Den vestlige del af projektområdet ligger tæt ved den store regionale og internationale skibskorridor (Rute T), med stor tæthed af tung kommerciel trafik. I den vestlige del er trafikintensitet stedvist moderat. Den østlige del af projektområdet ligger i et roligere område, med færre fartøjer. Generelt falder trafikintensiteten jævnt fra vest mod øst. I den inderste del af Jammerland Bugt hvor ilandføringskorridoren ligger, er trafikintensiteten meget lav.

I forbindelse med sejladsanalysen er der fastlagt en række sandsynlige skibsruiter i projektområdet og i de umiddelbare omgivelser hertil. To ruter krydser projektområdet centralt og formodes primært at være rekreativ trafik mellem Reersø Havn og Kalundborg Havn. Den vestlige del af projektområdet krydses af en rute, som primært har lidt tungere kommerciel trafik, som sejler øst om Elefantgrunden for kortere adgang fra syd til Kalundborg Havn. De helt store fartøjer følger Rute T med ruteben til og fra Kalundborg Havn.

To ruter går øst om projektområdet og krydser ilandføringskorridoren, hvor trafikken udelukkende er rekreativ.

Miljøpåvirkninger

Baseret på sejladsikkerhedsanalysen kan det konkluderes, at der ikke er fundet forhold, der ud fra et sejladsikkerhedsmæssigt perspektiv er uacceptable. For alle tre opstillingsmønstre er påvirkningen på sejladsikkerheden vurderet til at være lav, men påvirkningen vil være mindre med færre møller, dvs. mindst ved det foretrukne alternativ. Etableringen af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark medfører en uændret risiko for grundstødning uanset opstillingsmønster og skib-skib kollision i området. Den samlede påvirkning af sejladsforholdene i projektområdet som følge af kollisioner og grundstødning vurderes at være lav, hvilket gælder for anlæg, drift og dekommissionering for både det foretrukne projekt og de to alternativer, se Tabel 1-13.

Tabel 1-13. Sammenfatning af påvirkning af sejladsforhold i projektets anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfase.

Påvirkning	Receptor	Projektfase	Samlet påvirkning	Projekt
Risiko for skib-mølle-kollision	Sejladsforhold	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Øget risiko for skib-skib kollision	Sejladsforhold	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Øget risiko for grundstødning	Sejladsforhold	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.14 Radar og Radiokæder

Vindmøller kan påvirke radarer, luftfartsanlæg og radiokæder på grund af skyggeeffekter og refleksioner skabt af vindmøllernes strukturer, bevægelser og opstillingsmønstre. Disse forstyrrelser kan medføre mangelfuld registrering og detekteringer. For radiokæder skal der være en minimumsafstand på 200 m fra en vindmølle eller andre forhindringer til en sigtelinje for en radiokædeforbindelse.

Miljøpåvirkninger

Det vurderes, at havmølleparken vil kunne påvirke nærliggende radarer, herunder forsvarrets VTS-radarer i Storebælt. Det er dog for disse vurderet, at generne, som vil opleves på én radar, vil kunne afvejes af dækningen fra de resterende VTS-radarer. I forbindelse med projektets designfase vil der efter aftale med, og specificeret af, Forsvaret, blive udført en teknisk analyse af den nærmere påvirkning af radarer.

Forsvaret har tilkendegivet at der foreligger ingen krav om analyser af evt. radiokæder i området og møllernes tilstedeværelse vil ikke have væsentlig indflydelse på radiokommunikationen i området. Der forventes derfor

ingen konflikter mellem havmølleparken og radiokæder eller radiokommunikation. Havmølleparken ligger uden for respektafstande for luftfartsanlæg samt langt fra DMI's vejrradarer.

Den kystnære havmøllepark ligger tæt på VTS installationerne på Romsø og VTS-radaren ved Enebjerg, hvorfra der foregår en intens overvågning af skibstrafikken gennem Storebælt. Det kan ikke udelukkes, at refleksion fra møllerne kan medvirke til en vis forringelse i radaranlæggets signalstyrke og dermed bidrage til en forringelse i systemets overvågningseffektivitet. Det kan ikke på forhånd udelukkes at projektet vil medføre en påvirkning af Forsvarets radar på Røsnæs, der varetager den maritime overvågning, samt tilsvarende for luftvarslingsradaren på Sjællands Odde.

Der kan blive behov for tiltag såsom opdatering af software i eksisterende radarer eller opstilling af supplerende radar. Inden havmøllerne sættes i drift vil eventuelle tiltag være afprøvet både teknisk og operationelt af Forsvaret.

Sammenfatning af den samlede påvirkning i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen for radar og radiokæder er vist i Tabel 1-14.

Tabel 1-14 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for radar og radiokæder.

Påvirkning	Emne	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Fysiske strukturer	Radiokæder	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	VHS-radiokommunikation og AIS	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Civile luftfartsradarer	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Forsvarets VTS-radarer	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Vejrradarer	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fysiske strukturer	Forsvarets luftvarslingsradar	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.15 Flytrafik

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ligger ikke inden for eller i nærheden af Flyvevåbnets øvelsesterræner. De nærmeste områder for flyvevåbnets aktiviteter ligger nord for Sjællands Odde ca. 53 km fra projektområdet. Den nærmeste militære flyvestation Skalstrup ligger i tilknytning til Roskilde Lufthavn og er ikke udstyret med selvstændige start- og landingsanlæg. Flyvestationen er base for en af Flyvevåbnets redningshelikoptere (SAR).

Den nærmeste mindre flyveplads er Gørlev Flyveplads ca. 12 km fra projektområdet, mens Kalundborg Lufthavn og Revninge Flyveplads ligger inden for en radius på ca. 20 km fra projektområdet. Den nærmeste heliport findes ved Fyns Hoved og i Odense minimum 20 km fra projektområdet.

Miljøpåvirkninger

Der forventes ingen påvirkning af flytrafikken, da afmærkning og regler om placering af havmøller og havmølleparker er reguleret af de generelle bestemmelser for lufttrafik, og disse vil blive fulgt ved etablering af havmølleparken.

Generelt vil et layout af møllepositioner med stor afstand imellem møller være at foretrække både af hensyn til manøvreduktigheden og operationsmulighederne i forbindelse med redningsaktioner i Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark og af hensyn til eventuel lavtflyvning i området. Sammenfatning af den samlede påvirkning i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen for flytrafik er vist i Tabel 1-15.

Tabel 1-15 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for flytrafik.

Påvirkning	Emne	Fase	Samlet påvirkning	Projekt	Samlet påvirkning	Projekt
Fysiske strukturer	Luftfartshindring	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt og alternativ 1	Lav	Alternativ 2
		Drift	Lav		Lav	
		Dekommissionering	Lav		Lav	
Fysiske strukturer	Redningsaktioner	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt og alternativ 1	Middel	Alternativ 2
		Drift	Lav		Middel	
		Dekommissionering	Lav		Middel	
Fysiske strukturer	Militære operationer	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt og alternativ 1	Lav	Alternativ 2
		Drift	Lav		Lav	
		Dekommissionering	Lav		Lav	
Fysiske strukturer	Flynavigation	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt og alternativ 1	Lav	Alternativ 2
		Drift	Lav		Lav	
		Dekommissionering	Lav		Lav	

1.4.1.16 Kommercielt fiskeri

Det kommercielle fiskeri i Jammerland Bugt er beskrevet, bl.a. ved brug af data fra de officielle fiskeristatistikker, som er indhentet fra Fiskeristyrelsen for perioden 2010-2020. Jammerland Bugt projektområde ligger i det fiskeristatistiske underområde Storebælt og Vestlige Østersø, som igen er opdelt i rektangler med en omtrentlig størrelse på 30x30 sømil.

Værdien og intensiteten af fiskeriet i projektområdet og ilandføringskorridoren er meget begrænset for fartøjer over 12 m. Analysen af VMS-data viser, at kun ca. 0,05 procent af fiskeriintensiteten og 0,004 % af fangstværdien for de to relevante rektangler ligger i projektområdet. Landingsværdien af fangster fra projektområdet ligger ca. 15,9 kr./kg over den gennemsnitlige kilopris fra området, hvilket er en afspejling af, at garnfiskeri er den dominerende fiskeriform med landinger af høj kvalitet.

Mindre fiskefartøjer fisker som regel i nærområdet for deres hjemhavn bl.a. pga. begrænset maskinkraft, samt lange transporttider til og fra fiskepladserne. Der er derfor grund til at antage, at mindre fartøjer, til en vis grad, anvendte projektområdet til fiskeri. Havnene i Kalundborg, Kerteminde, Reersø og Korsør er potentielt relevante fiskerihavne for landingerne fra projektområdet. I perioden 2010-2020 havde knap 50 erhvervsfiskefartøjer hjemhavn i de lokale havne.

Miljøpåvirkninger

Under anlægsfasen (og dekommissioneringsfasen) vil der være lokale restriktioner for fiskeriet i projektområdet og ilandføringskorridoren. Begrænsningen er af mellemlang varighed (ca. 2 år) og vurderes at medføre en lav påvirkning af fiskeriet for lokale bundtrawlere og garnfiskere samt fiskeri med pelagisk trawl og vod. Der vil stadig være mulighed for at fiske i nærliggende områder.

I driftsfasen forventes det, at det vil være muligt at fiske med garn og andre passive redskaber i hele projektområdet. Derimod forventes fiskeri med bundslæbende redskaber ikke at blive tilladt i havmølleparken, og som udgangspunkt heller ikke på tværs af kabelkorridoren. Denne lukning af fiskeriet vil være meget lang (ca. 30 år). Påvirkningen i driftsfasen vurderes som lav for alle fiskerityper. Påvirkningen af forbud mod fiskeri på tværs af kabelkorridoren, vurderes som lav for alle fiskerier, idet der udelukkende foregår et begrænset garnfiskeri her.

Sammenfatning af den samlede påvirkning i anlægs-, drifts-, og dekommissioneringsfasen for det kommercielle fiskeri ses i Tabel 1-16.

Tabel 1-16 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts-, og dekommissioneringsfasen for det kommercielle fiskeri.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Reduktion af fiskebestande	Alle fiskerityper	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Sikkerhedszoner i mølleområdet - ingen fiskeri tilladt	Alle fiskerityper	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Sikkerhedszoner omkring ilandføringskabel	Alle fiskerityper	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Efterladte genstande	Alle fiskerityper	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.17 Undervandsstøj

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil øge undervandsstøjen i nærområdet i alle faser af projektet (anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen).

I anlægsfasen genereres den kraftigste undervandsstøj ved nedramning af vindmøllernes fundamenter. Derudover genereres der støj fra skibe, som primært omfatter mindre og hurtige skibe som f.eks.

servicefartøjer og installationsfartøjer. I driftsfasen vil der primært være støj fra sejlads i forbindelse med service og vedligehold samt driftsstøj fra møllerne.

Støj og forstyrrelse i dekommissioneringsfasen vurderes at være sammenlignelige med støj og forstyrrelser fra skibstrafik og andre aktiviteter i anlægsfasen. Støjen vil dog samlet set være langt mindre, idet der ikke nedrammes monopæle i dekommissioneringsfasen.

Afsnittet om undervandsstøj redegør for beregningen af undervandsstøj, men indeholder ikke vurderinger af miljøpåvirkninger.

1.4.1.18 Luftkvalitet og klimaforhold

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark kan påvirke luftkvaliteten ved udledning af luftforurenende stoffer og partikler samt klimaforhold på grund af CO₂-aftrykket.

Projektet ligger i et kystnært område med god opblanding af luften. Alle målte koncentrationer af kvælstofilter, partikler og svovldioxid ligger under de nationale grænseværdier og luftkvaliteten i området omkring Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark på havet og på land betages på denne baggrund som værende tilfredsstillende.

Miljøpåvirkninger

Samlet vurderes påvirkningen af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark på luftkvaliteten i nærområdet at være lav eller ingen; der være sig på havet og på land og gælder alle projektets faser.

Det vurderes ligeledes, at emissionerne af CO₂ fra produktions- og anlægsfasen vil være lav og forventes at være tjent hjem efter cirka 3 års drift af vindmølleparken, hvorefter projektet i driftsfasen vil bidrage positivt til klimaet.

Sammenfatning af den samlede påvirkning i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen for luftkvalitet og klimaforhold ses i Tabel 1-17.

Tabel 1-17 Sammenfatning af påvirkning i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen for luftkvalitet og klimaforhold.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Udledning af luftforurenende stoffer på havet og på land	Luftkvalitet	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
CO ₂ -udledning	Klima	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Positiv	
		Dekommissionering	Lav	

1.4.1.19 Øvrige miljøforhold

Miner og ammunition

Gennem Første og Anden Verdenskrig blev der lagt ca. 42.000 havbundsminer ud i de indre danske farvande. Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ligger indenfor det engelske minefelt "Pumpkin", hvor engelske



bundminer blev kastet ud fra fly under Anden Verdenskrig. Risikoen for at finde nedstyrtede fly, ikke-eksploderet ammunition, og miner fra disse fly i Jammerland Bugt vurderes at være lille.

Hvis der i forbindelse med anlægsarbejdet identificeres ueksploderet ammunition og miner, som skal bortsprænges, så sker det i samarbejde med Forsvarets minørtjeneste. Forsvaret vil i den forbindelse gennemføre en selvstændig uafhængig vurdering af påvirkningen af det omkringliggende miljø forud for bortsprængning af søminer. Inden etablering af havmøllefundamenter og kabler gennemføres et såkaldt UXO survey (ikke-eksploderet ammunition) i samarbejde med Forsvaret for at minimere risikoen for fund i forbindelse med anlægsarbejdet

Råstofindvinding

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark er beliggende tæt ved en række eksisterende råstofområder. Mod nordvest grænser projektområdet op til fællesområde 544-QB Lysegrunde. Derudover overlapper projektområdet med overgangsområde 544-R Lysegrunde, som dels dækker den østlige del af fællesområde 544-QB og den centrale del af projektområdet.

Trods en noget større indvindingsaktivitet i 2017 og 2018 i fællesområde 544-QB sammenlignet med de øvrige år, så er indvindingsaktiviteten relativ begrænset. Derudover er indvindingsaktiviteten i fællesområde 544-Q meget beskednen. Samlet vurderes betydningen af disse to fællesområder at være lav, idet aktiviteten er meget lav. I forbindelse med fremtidige bygge- og anlægsprojekter i Storebæltsregionen kan Lysegrunde forestå som alternativ lokal råstofkilde, hvorved betydningen af fællesområderne kan blive større.

Etableringen af havmølleparken kan påvirke sejlads mønstret omkring indvindingsområdet, hvorved der potentielt kan forekomme grundstødning og/eller kollision med indvindingsfartøjer. Dette er nærmere behandlet under sejladsforhold.

I anlægsfasen vil der forventeligt blive etableret en 500 m sikkerhedszone omkring anlægsaktiviteterne. Denne sikkerhedszone kan forhindre indvinding i fællesområde 544-QB. Miljøstyrelsen forventes desuden at stille krav om en sikkerhedszone rundt om råstofområdet i anlægsfasen, forventeligt på 200 m.

Havbrug

I det nordlige Storebælt ligger der flere havbrug (saltvandsbaserede fiskeopdræt), men ingen ligger indenfor projektområdet og ilandføringskorridoren. Det nærmeste havbrug er Musholm Havbrug Øst og Vest, som begge ligger ca. 6 km sydøst for projektområdet. Grundet den store afstand til nærmeste havbrug vil disse ikke påvirkes som følge af anlæg, drift og dekommissionering af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark.

Grundet den store afstand fra projektområdet vil havbrug ikke påvirkes som følge af f.eks. sedimentspredning i anlægs- og dekommissioneringsfasen eller ændringer i de hydrografiske og fysiske forhold på havbunden i driftsfasen. Vurderingen gælder for både det foretrukne projekt og de to alternativer.

Kabler og rørledninger

En række kabler og rørledninger, der krydser Storebælt, er beliggende i og omkring projektområdet. Telekablet Asnæs-Risinge krydser projektområdet i N-S retning og er markeret på søkortet. Telekablet ejes af Telia Carrier. Syd for projektområdet ligger Energinets elkabel, som transporterer strøm mellem Mullerup Strand og Risinge. Energinet ejer desuden gasrørledningerne Storebælt Nord og Syd, som ligger mellem Stillinge Strand og

Nordenhuse. Den mindste afstand fra projektområdet til strømkablet er ca. 5 km og til gasrørledningen ca. 9,5 km.

Mellem møllerne etableres der et internt net af søkabler. Nedlægningen af disse interne møllekabler kan påvirke det eksisterende telekabel, hvilket gælder for både det foretrukne projekt og de to alternativer. Det interne kabelnetværk mellem møllerne organiseres på en måde, så der sker så få passager af telekablet som muligt.

Der forventes ingen påvirkninger af elkabler eller gasrørledninger uden for projektområdet, hvilket gælder for både det foretrukne projekt og de to alternativer.

Klappladser

De nærmeste klappladser er Asnæs SV (K_020_01) som ligger ca. 5 km nordvest for projektområdet og Musholm (K_027_01) som ligger ca. 7,5 km sydøst for projektområdet.

I anlægsfasen kan nedramning af fundamenter og nedlægning af søkabler medføre sedimentspredning. På grund af afstanden på mere end 5 kilometer, vurderes dette ikke at kunne påvirke klappladserne.

I driftsfasen reduceres strømhastigheden ved havbunden inden for klappladsen ved Musholm med $<0,002$ m/s. Mindre strømhastighed på havbunden i klappladsen vil medføre mindre spredning af sediment (sedimentspild).

Udledningspunkter fra renseanlæg

I Jammerland Bugt ligger der udledningspunkter fra renseanlæg flere steder langs kysten, som alle administrativt hører under Kalundborg Kommune. Alle udledningspunkterne i bugten ligger øst for ilandføringskorridoren. Tættest på ilandføringskorridoren ligger udledningspunkterne for Kalundborg C og Årbyhus Kursuscenter Renseanlæg, som ligger henholdsvis 0,6 og 1,2 km øst for korridoren. Dernæst ligger udledningspunktet for renseanlægget Ugerløse Camping ca. 3,2 km øst for ilandføringskorridoren, mens renseanlægget Urhøjgård Camping ligger mere end 7 km øst for projektområdet og ilandføringskorridoren.

Grundet den relative store afstand til ilandføringskorridoren på minimum 600 m, vil udledningspunkterne for spildevand ikke påvirkes som følge af aktiviteterne i de enkelte projektfaser. Dette gælder for både det foretrukne projekt og de to alternativer.

1.5 Miljø på land

1.5.1.1 Landskab og kulturinteresser

Havvindmøllerne i Jammerland Bugt vil medføre en visuel påvirkning, som kan have betydning for kystlandskabet og opfattelsen og oplevelsen af det. Og dermed have en betydning for de mennesker, der bor eller færdes i området. Havvindmøllerne vil især kunne ses fra de omgivende kyster på Sjælland, men også fra Fyn og de omgivende småøer, og vil dermed påvirke oplevelsen af landskabet.

Særligt den horisontale udbredelse af de kystnære havmøller har betydning for, hvordan landskabet og oplevelsen af landskabet påvirkes, men også opstillingsmønster, antal og størrelse. En opstilling med få, men store, kystnære havmøller kan opleves meget forskellig fra en opstilling med mange, men mindre møller. Når mange kystnære havmøller opstilles samlet i en park, har det betydning, om møllerne opleves i et klart aflæseligt mønster, om flere møller opleves stående rodet bag hinanden, eller om rækker ses og opleves på langs eller tværs. Afstanden fra de kystnære havmøller til de omgivende landskaber har også betydning for

oplevelsen. Jo tættere på, des større visuel påvirkning. Disse betragtninger tages med i vurderingen af påvirkningen af de kystnære havmøller. Mindsteafstanden fra land til møllerne vil være seks kilometer.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen vil den visuelle påvirkning efterhånden øges, med etablering af flere og flere møller. Ligeledes vil der være en påvirkning fra anlægsskibe omkring møllerne, Påvirkningen er midlertidig i ca. 1,5 år, mens anlægsarbejderne sker og vil efterhånden gå over i driftsfasen. Den kystnære havmøllepark vil i anlægs- og driftsfasen have en negativ påvirkning af landskabet og det visuelle indtryk. For områderne langs Jammerland Bugt (Asnæs, Østrupvej, Græsmarken, Svallerup, Nørrevang, Bjerge og Dalbyvej), Reersø, Hindsholm og Romsø vurderes påvirkningen at være stor eller meget stor, og dermed væsentlig. For de resterende dele af Sjællands Storebæltskyst, Fyns østkyst og Kalundborg vurderes påvirkningen at være middel, og dermed ikke væsentlig. Vurderingerne gælder for det foretrukne projekt samt alternativ 1 og 2.

Etablering af kabelanlæg på land forventes at tage mindre end et år. Anlægsarbejdet sker ikke gennem fredskov (en mindre skov syd for Asnæsværket påvirkes i et lille område) og påvirker et relativt lille areal omkring selve kabelgraven. I perioden vil der være en midlertidig påvirkning af det omgivende landskab fra graveaktivitet af kabelgrav, beslaglæggelse af arealer til oplag, maskinel mv., men samlet set vurderes påvirkningen at være lav.

Der sker ingen påvirkning af beskyttede diger da krydsning af to diger sker ved underboring. Der findes ikke fredede fortidsminder i undersøgelseskorrideren og der vil blive gennemført arkæologiske forundersøgelser inden anlægsarbejdet, efter anvisninger fra det lokale museum. Der vurderes ikke at være en fysisk påvirkning af kulturarv som følge af anlægsarbejdet.

Transformerstationen etableres i et erhvervsområde ved Kalundborg Refinery lige udenfor udpegningerne med bevaringsværdigt landskab og værdifuldt kulturmiljø. Transformerstationen vil ligge ca. 150 meter fra den kulturhistoriske allé som leder op til Lerchenborg, men adskilt fra denne af dyrket mark. Transformerstationen vil ikke ændre graden af teknisk præg i området væsentligt, men vil være et nyt teknisk anlæg med mindre dimension end allerede eksisterende anlæg. Den visuelle påvirkning af landskab og kulturmiljø fra transformerstationen i drift vurderes at være lav. . Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen i relation til landskab og kulturarv er vist i Tabel 1-18.

Tabel 1-18 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for landskab og kulturarv.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Område (visuelt)	Projekt
Landanlæg	Landskab	Anlæg	Lav		Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav		
		Dekommissionering	Lav		
Landanlæg	Kulturarv	Anlæg	Lav		Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav		
		Dekommissionering	Lav		
Fysisk påvirkning fra landanlæg (visuelt)	Landskab	Anlæg	Lav		Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	Åstofte, Vesterlyng, Kalundborg, Samsø,	
		Drift	Middel	Nordlig og sydlig del af Musholm Bugt, Slagelse, Nordlig Hindsholm	

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Område (visuelt)	Projekt
				(Horseklint), Sølyststrand, Nyborg,	
		Drift	Stor	Røsnæs, Dalbyvej, Nordlig Hindsholm (Fyns Hoved), Centrale Hindsholm. Nat – nærzone Dis – nærzone	
		Drift	Meget stor	Asnæs, Østrupvej, Jammerland Bugt, Reersø, Romsø Solnedgang – nærzone	
		Dekommissionering	Lav		
Fysisk påvirkning fra landanlæg	Kulturarv	Anlæg	Lav		Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen		
		Dekommissionering	Lav		

1.5.1.2 Naturinteresser

Undersøgelseskorridoren udgøres langt overvejende af dyrket landbrugsjord med enkelte levende hegn og løvtræsbeplantninger omkring bygninger og i private haver. I et smalt bælte (under 50 meter bredt) langs kysten findes de § 3-beskyttede naturtyper strandeng og overdrev, og herudover er der tre mindre søer, som er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3. Naturområderne er besøgt i 2014, 2021, 2022 og 2023.

To strandenge langs kysten rummer nogle naturværdier, men tilstanden vurderes som ringe på grund af kraftig tilgroning. Området med overdrev er biologisk set mindre interessant end de to strandenge.

Overdrevet er ganske smalt med en bredde fra nogle få meter til ca. 10 m. Overdrevet udgør en lodret skrænt på 2 m's højde fra landbrugsfladen og ned til stranden. Ovenfor skrænten er vegetationen helt domineret af almindelige græsser og nedenfor skrænten findes et tyndt bånd på 1-2 meter med overdrevsvegetation, men uden sjældne arter.

Der er ingen levesteder for bilag IV-arter på lokaliteterne (markfirben, padder og flagermus), men strandtudse kan muligvis raste og søge føde.

Af de tre søer er ét sandsynligt levested for stor vandsalamander, med åbent vandspejl, veludviklet rørsump og med nærområdet hesteafgræsset, mens et andet har en relativt bred bredzone ud mod dyrket mark og vurderes egnet for padder. Det sidste vandhul kunne ikke erkendes ved besigtigelsen.

Der er registreret enkelte træer som er potentielt egnede for flagermus, på digerne, langs Asnæs Skovvej og i en bevoksning nord for Asnæsvej.

Digerne er ikke vurderet at være egnede for markfirben på grund af tilgroning.

Miljøpåvirkninger

I anlægsfasen og dekommissioneringsfasen vil projektet på land fysisk påvirke de områder, hvor kablet etableres eller hvor transformerstationen bygges samt de områder som udlægges til oplagspladser, køreveje eller arbejdsarealer. Herudover kan der ske påvirkning som følge af afledte effekter af midlertidig bortpumpning af overfladevand fra arbejdsarealer, trafikdrab, barriereeffekt eller forstyrrelse af arter.

Alle midlertidige arbejdspladser vil blive anlagt på dyrkede arealer, som er uden nævneværdig naturværdi. Omkring alle arbejdspladser, og omkring kabelgraven, hvis den står åben om natten, opsættes der midlertidigt paddehegn i paddernes aktive periode fra marts til oktober. Det betyder at der ikke er en risiko for, at padder, der primært vandrer om natten, kommer ind på arbejdspladserne og falder i de huller, der findes. Der vil ikke ske fældning af træer der er egnede for flagermus.

Arbejdspladsen ved kysten vil være mindst 15 m fra det beskyttede overdrev og muffegraven (Transition Joint Bay) ved denne arbejdsplads vil være mindst 80 m fra den beskyttede strandeng. Arbejdspladsen nord for Østrupvej vil være mindst 50 m fra den beskyttede sø. For øvrige naturområder og arbejdspladser, vil afstanden være væsentligt længere. Alle arbejdspladser placeres i en afstand fra naturområder der gør, at afledte påvirkninger, herunder som følge af midlertidig bortpumpning af vand fra arbejdsområder kan udelukkes.

Der er to alternativer for ilandføring af søkablet. Det foretrukne Alternativ A som er en styret underboring og Alternativ B som er opgravning. Metoden med styret underboring betyder, at der ikke skal graves i overdrevet ved kysten. Den eneste potentielle påvirkning er, hvis der sker et uheld, som medfører udsivning af boremudder på overdrevet – et såkaldt blowout. Overdrevet vurderes ikke at være sårbart over for den kortvarige påvirkning, da det er tilpasset dynamiske levevilkår langs kysten, er tørt og har ringe naturværdi. Vegetationen vurderes at retablere sig inden for en sæson.

Metoden med opgravning betyder at der graves tre kabelgrave på hver 2 meters bredde og den samlede bredde for påvirkning af overdrevet er op til 30 m. Overdrevet er ca. 3-10 meter i bredde, hvilket betyder, at det midlertidige arbejdsareal med tre kabelgrave og køreplader påvirker op til 300 m² overdrev. Der er ingen sjældne arter og det vurderes, at overdrevet hurtigt (inden for 1, muligvis 2 vækstsæsoner) vil genetablere sig og nå den nuværende naturværdi (som er vurderet som ringe). r.

I driftsfasen vil der ikke være en vandførende effekt langs kabelanlægget i jorden, da det er den samme jord som lægges tilbage og støj fra transformerstationen sker i et erhvervsområde. Der vurderes derfor ikke at være påvirkninger af natur i driftsfasen.

Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen i relation til naturinteresser ses i Tabel 1-19.

Tabel 1-19 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for natur.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Gravearbejde i beskyttede naturområder (Alternativ B)	§ 3-overdrev	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Udslip af boremudder i beskyttede naturområder (alternativ A)	§ 3-overdrev	Anlæg	Lav (ved uheld)	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Grundvandssænkning	§ 3-strandeng og sø	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Lav	
Forstyrrelse	Fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
		Dekommissionering	Lav	
	Padder	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Fældning af træer	Flagermus	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	

1.5.1.3 Overfladevand

Inden for undersøgelseskorridoren findes der tre § 3 beskyttede søer. Én af søerne er beliggende i en have, og de 2 øvrige på dyrkede marker. Det nordøstlige vandhul findes ikke, men var ved besigtigelse i september 2023 var helt uden vand og en vegetation som ikke viste tegn på, at der normalt er vanddække. Der er ingen vandløb i undersøgelseskorridoren, det nærmeste ligger ca. 2 km øst for undersøgelseskorridoren.

Søerne er ikke målsat iht. gældende vandområdeplaner for 2021-2027. Vandløbssystemet øst for undersøgelseskorridoren er målsat til god økologisk tilstand og godt økologisk potentiale samt god kemisk tilstand i både gældende og forslåede vandområdeplaner.

Miljøpåvirkninger

Der er ingen vandløb i undersøgelseskorridoren og derfor kan der hverken ske gennemgravning af vandløb eller er risiko for udstrømning af boremudder til vandløb (blow-out). Dermed kan en direkte fysisk påvirkning af vandløb udelukkes. Det nærmeste målsatte vandløb er mindst 2 km fra undersøgelseskorridoren, hvorfor en påvirkning som følge af spild af brændstof eller boremudder, tilløb af det vand som evt. bortpumpes midlertidigt i anlægsfasen eller andre afledte forhold, kan udelukkes. For vandløb vurderes en påvirkning i anlægsfasen derfor at kunne udelukkes.

Anlægsarbejde vil ske mindst 50 meter fra vandhullerne og på grund af afstand vurderes hverken spild af olie eller brændstof, udslip af boremudder eller midlertidige grundvandssænkninger vurderes at kunne påvirke vandhullerne.

I driftsfasen vurderes der ikke at kunne ske påvirkninger af overfladevand.

De samlede påvirkninger i anlægsfasen, driftsfasen og dekommissioneringsfasen fremgår af Tabel 1-20.

Tabel 1-20 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for overfladevand.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Gravearbejde	Overfladevand	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Spild af materialer	Overfladevand	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Midlertidige grundvandssænkninger	Overfladevand	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
		Dekommissionering	Ingen	
Underboring og blow outs	Overfladevand	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	

1.5.1.4 Jord

Jordartskortet fra GEUS viser forekomster af lerjord i hele undersøgelseskorridoren på land.

Jordforurening

I den nordlige del af undersøgelseskorridoren er der et område som er "lokaliseret". Det lokaliserede område omfatter Asnæsværket, herunder Energinets transformerstation (hvor 132 kV kablet føres ind) samt en træbevoksning syd for Energinets transformerstation. Kabelanlægget etableres gennem træbevoksningen, delvist ved styret underboring og delvist ved opgravning. I området placeres en midlertidig arbejdsplads, hvor underboringen starter (eller slutter). Forureningsstatus for arealet fremgår på Danmarks Miljøportal som V2 kortlagt.

Den nye transformerstation placeres på Kalundborg Refineris areal som er V2 kortlagt, på baggrund af fund af olie/benzin i jorden. På grunden er der som erhverv registreret "Fremstilling af raffinerede olieprodukter". Begge de ovenstående områder, samt yderligere randområder, er områdeklassificerede, da de ligger i byzone.

Miljøpåvirkninger

Den nye transformerstation bliver etableret i et areal med en kendt jordforurening, ligesom kablet syd for Asnæsværket graves ned i et areal som er lokaliseret for en V2 kortlægning. Der vil blive søgt om tilladelse i henhold til § 8 i Jordforureningsloven til at udføre de påtænkte arbejder. Hvis der skal flyttes jord fra arealerne, vil det blive anmeldt til kommunen. Arbejdet vil blive gennemført i overensstemmelse med de regler der gælder i arbejdstilsynets vejledning (Arbejdstilsynet, 2023) således at det sikres, at de risici der er ved at arbejde i forurenede jord identificeres, vurderes, imødegås og afmærkes.

Kabelanlægget fortrænger en lille mængde jord, der hvor selve kablet ligger omgivet af PVC rør. Der nedlægges ikke sand eller andre materialer omkring kablet, i stedet lægges den jord som opgraves tilbage igen. En evt. overskydende jordmængde udjævnes over arbejdsområdet.

De samlede påvirkninger ved anlæg, drift og dekommissionering af kabelanlægget og tilknyttede transformerstationer fremgår af Tabel 1-21.

Tabel 1-21 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for jord.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Spild af olie, benzin etc	Jord	Anlæg	Lav (i tilfælde af uheld)	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav (i tilfælde af uheld)	
		Dekommissionering	Lav (i tilfælde af uheld)	
	Jord	Anlæg	Lav	

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Gravearbejde i eksisterende jordforurening		Drift	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Dekommissionering	Lav	
Arealanvendelse	Jord	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Anvendelse af boremudder	Jord	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	

1.5.1.5 Grundvand

Grundvandsforekomsterne i undersøgelseskorridoren på land er en del af Vanddistrikt Sjælland, hovedvandoiland 2.1 Kalundborg. Ifølge basisanalysen for Vandområdeplan 2021-2027 findes der inden for undersøgelseskorridoren én regional grundvandsforekomst og én lokal grundvandsforekomst, der begge er beskrevet som dybereliggende.

Begge de dybe grundvandsforekomster er karakteriseret som værende i såvel god kvantitativ som god kemisk tilstand.

Undersøgelseskorridoren på land ligger i et område udpeget som område med drikkevandsinteresser (OD-område), men ikke i område med særlige drikkevandsinteresser (OSD-område). Indenfor undersøgelseskorridoren er der ikke nogen arealer udpeget som Boringsnære Beskyttelsesområder (BNBO).

Miljøpåvirkninger

I forbindelse med anlægsarbejdet kan der være behov for at pumpe vand væk fra arbejdsområder midlertidigt. Pumpningen kan betyde en lokal og midlertidig sænkning af det terrænnære grundvandsspejl i en radius på op til 77 meter og en varighed på op til en måned. Det vurderes at den midlertidige sænkning af grundvandet i anlægsfasen er af så kort varighed og omfang, at der er tale om en lav miljøpåvirkning.

I forbindelse med de styrede underboringer anvendes borevæske som smøring af underboringen (kaldes boremudder når det er opblandet med den jord som udbores). Borevæsken vil i forbindelse med underboringen komme i kontakt med den omgivende jord og potentielt grundvandet. Som beskrevet i afsnit 9.5 om jord, vil bygherre stille krav til entreprenøren om, at de additiver der tilsættes bormudderen ved underboring, er uskadelige for jord, grundvand og overfladevand og er accepteret af myndighederne. Påvirkningen vurderes derfor at være lav.

I driftsfasen ligger kablet i jorden og transformerstationen er i drift. De elektriske komponenterne på transformerstationen indeholder olie til bl.a. køling, men de vil være indesluttet i lukkede systemet som er etableret med spildbakker med tilstrækkeligt volumen, for at sikre mod spild på jorden, som kan sive til grundvandet.

Landkablerne indeholder ikke flydende isoleringsmaterialer som i tilfælde af skade kan lækkes til omgivelserne og er omgivet af korrosionshindrende materialer. Kappen sikrer at der ikke er korrosion fra kablerne til den omgivende jord og videre til grundvandet.

Påvirkningen af grundvandet ved anlæg, drift og dekommissionering er sammenfattet i Tabel 1-22.

Tabel 1-22 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for grundvand.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Spild af olie, benzin etc,	Grundvand	Anlæg	Lav (i tilfælde af uheld)	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav (i tilfælde af uheld)	
		Dekommissionering	Lav (i tilfælde af uheld)	
Bortpumpning af vand fra anlægsområdet	Grundvand	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Anvendelse af boremudder	Grundvand	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	

1.5.1.6 Luftbåren støj

I anlægsfasen vil den mest støjende aktivitet være nedramning af monopæle på havet. Afstanden fra nærmeste havvindmølle i Jammerland Bugt til kysten på Sjælland er minimum 6 km. I driftsfasen vil der være støj fra møllerne på havet og fra transformerstationen på land. Støjen omfatter både hørbar støj og lavfrekvent støj. .

Støjundersøgelsen omfatter udover støjbidrag fra Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark også støj fra eksisterende vindmøller på land, i en afstand på op til 15 km fra projektområdet. Der er ingen eksisterende eller planlagte havvindmøller i projektområdets nærhed (inden for 15 km), men der er 21 eksisterende vindmøller på land.

Støjberegningerne er udført efter den gældende metode i Danmark (jf. Vindmøllebekendtgørelsen), hvor støjens udbredelse fra en vindmølle altid er i medvind i alle retninger, og hvor støjens udbredelse er maksimal over vand. Samtidig er de anvendte kildestyrker for vindmøllestøjen fastsat konservativt, dvs. en anelse overestimerede. Disse forudsætninger betyder at resultaterne for støjberegningen vil give et værst tænkeligt scenarie af støjens udbredelse, hvor den faktiske støj ved modtageren altid vil være lavere.

Støjundersøgelsen omfatter en række områder langs kysten, der anvendes eller er udlagt til støjfølsom arealanvendelse. Der er også gennemført en undersøgelse af støj ved beboelse i det åbne land og sommerhusområder, der ligger tæt på eksisterende vindmøller på land. Det skyldes, at vindmøllestøjen ved disse boliger allerede kan være tæt ved grænseværdien for den samlede støj fra alle vindmøllerne. Det skal derfor sikres at det ekstra støjbidrag fra de nye havvindmøller plus støjbidraget fra de eksisterende landvindmøller ikke overskrider grænseværdierne i disse punkter.

For så vidt angår anlægsarbejdet på havet kategoriseres støj fra nedramning af monopæle på havet som industristøj og er beregnet jævnfør Miljøstyrelsens vejledning om beregning af ekstern støj fra virksomheder. Der er udført en beregning, hvor nedramning sker i randen af projektområdet, hvor der er kortest afstand til relevant modtager på land. Med denne metode viser beregningen således det højest tænkelige støjniveau på land ved nedramning på havet, da støj altid reduceres yderligere over afstand.

Anlægsarbejdet på land, herunder etablering af transformerstationen i det eksisterende lokalplanlagte erhvervsområde ved Kalundborg Refinery vil blive reguleret som midlertidigt anlægsarbejde jf. Kalundborg Kommunes egen forskrift for udførelse af midlertidige bygge- og anlægsaktiviteter, som omfatter generelle regler for støj, herunder regulering af tilladte tidspunkter for udførelse af støjende anlægsaktiviteter.

Støj fra transformerstationer i drift reguleres som industristøj jf. Miljøstyrelsens vejledning om ekstern støj fra virksomheder (Støjvejledningen).

Miljøpåvirkninger

De gennemførte støjberegninger viser, at støj fra Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark i drift vil ligge under grænseværdierne for vindmøllestøj, inden støjen når kysten.

Støj fra Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil dog opleves sammen med den støj som kommer fra eksisterende vindmøller på land (kumulative effekter). Beregningerne viser, at der ikke vil være kumulative effekter i sommerhusområderne på Reersø og Romsø. I sommerhusområdet ved Bjerge Sydstrand, i det rekreative område ved Strandlyst og ved Pionergården, vil der være en kumulativ effekt på 2-3 dB(A). I sommerhusområdet ved Bjerge Nordstrand og boligområdet ved Østrupvej vil der være en kumulativ effekt på 7-10 dB(A). Ovenstående gælder både for det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 og omfatter både den lavfrekvente og den hørbare støj.

Nedramning af monopæle i anlægsfasen vil medføre et støjniveau på op til 46 dB(A) ved den nærmeste kyst (Reersø). I de øvrige beregningspunkter på kysten ligger støjniveauet på 34-39 dB(A). Det vurderes, at nedramning af monopæle ikke vil medføre en væsentlig støjpåvirkning. Dette gælder både for det foretrukne projekt og alternativ 1 og 2.

Støj forbundet med dekommissionering forventes at være på niveau med støj fra almindeligt, midlertidigt anlægsarbejde. På grund af den store afstand til kysten, vurderes denne støj ikke at medføre en væsentlig påvirkning af modtagere på land.

Støj fra anlægsarbejdet på land, vil blive reguleret ved Kalundborg Kommunes forskrift for midlertidigt anlægsarbejde og vurderes omfangsmæssigt at være tilsvarende andre anlægsarbejder ved byggeri generelt. Der er samtidig stor afstand til støjfølsomme naboer og samlet set vurderes støjen fra anlægsarbejdet ikke at medføre en væsentlig miljøpåvirkning. I driftsfasen vurderes støjen i stationens skel/afgrænsning at være væsentlige lavere end den gældende støjgrænse for området på alle tider af døgnet.

Sammenfattende har støjundersøgelserne vist, at Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark både med det foretrukne projekt, og alternativ 1 og 2, overholder grænseværdierne, for den samlede støj fra vindmøller ved beboelse i det åbne land, sommerhusområderne og andre arealer, der er udlagt til støjfølsom anvendelse. Dette gælder både for den almindelige støjpåvirkning og for den lavfrekvent støjpåvirkning. Se Tabel 1-23.

Tabel 1-23 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for luftbåren støj (alm. og lavfrekvent).

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Støj fra vindmølleparken - hørbare og lavfrekvent	Boliger og rekreative områder	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	
		Anlæg	Lav	

Støj fra anlægsarbejdet/dekommissioneringsarbejdet – hørbar og lavfrekvent	Boliger og rekreative områder	Drift	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Dekommissionering	Lav	
Støj fra transformerstation – hørbar og lavfrekvent	Boliger og rekreative områder	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	

1.5.1.7 Materielle goder, befolkning og sundhed

Undersøgelseskorridoren på land omfatter tyndt befolkede arealer, primært anvendt til landbrugsproduktion og energiproduktion (solcelleanlæg). Lerchenborg Gods ligger uden for undersøgelseskorridoren, men ejer noget af jorden i undersøgelseskorridoren. Godset lejer huse ud, holder turistarrangementer og firmaudflugter samt driver jagt.

Projektområdet på land ligger i Kalundborg Kommune, der ligeledes er den kommune, der er tættest på projektområdet på havet. Kalundborg by ligger ca. 8 km nordøst for projektområdet på havet. Kalundborg er en gammel købstad med 16.268 indbyggere beliggende inderst i Kalundborg Fjord, hvor halvøerne Røsnæs og Asnæs mødes.

Kalundborg Kommune er en geografisk stor kommune med mange naturoplevelser, herunder Danmarks 4. største sø Tissø, Saltbæk Vig og Naturpark Åmosen. Kommunen har 160 km kyststrækning, der indbyder til mange former for aktivitet, herunder sejlads, lystfiskeri, vandreture langs kysten samt adgang til badestrande.

Området omkring Jammerland Bugt oplever en stor grad af turisme og der ligger i området flere sommerhusområder, campingpladser, kystnære standpladser for mobile homes, feriekolonier, spejderhytter, fritids- og kursuscentre, samt officielle badestrande m.fl. Der er ligeledes flere rekreative områder, herunder af Kommuneplanen udpeget fritids- og turistanlæg, kolonihaver og idrætsanlæg som fodboldbaner, tennisbaner, skydebaner, svømmehal, ridebaneanlæg, golfanlæg og andre idrætsanlæg m.fl.

I andre afsnit af nærværende miljøkonsekvensvurdering foretaget vurderinger af en række forhold omkring materielle goder. Materielle goder er i nærværende afsnit opfattet som et bredere begreb, der omfatter kulturinteresser, herunder arkitektoniske og arkæologiske interesser, sejladsforhold, fiskeri, radarer og radiokæder samt flytrafik. De nævnte forhold behandles ikke i detaljer i nærværende afsnit, men vurderingerne i de pågældende afsnit i miljøkonsekvensrapporten inddrages i relevant omfang ift. påvirkning af befolkning og sundhed – her med fokus på adgangen til rekreative interesser og natur som et vigtigt element for den menneskelige sundhed, men som også udgør et materielt gode.

Miljøpåvirkninger

Indledningsvist afgrænses påvirkning af 'Materielle Goder, Befolkning og Sundhed' til særligt at vedrøre luftbåren støj, den ændrede visuelle oplevelse af landskabet, de rekreative forhold på land, samt turisme. Støj fra anlægsarbejde kan påvirke befolkningen i nærområdet for de støjende arbejder. Da der er tale om en midlertidig påvirkning i 1-2 år, i et ikke-tætbefolket område, vurderes den potentielle påvirkning af befolkning og sundhed at være lav.

Under anlægsfasen vil arbejdsområder blive spærret af, så arbejdet kan udføres sikkert. Arbejdsområder er primært placeret på landbrugsarealer, dog er arbejdsområdet for transformestationen placeret i et erhvervsområde. Hvis kabelanlægget krydser kysten ved opgravning (Alternativ B), vil der være en midlertidig arbejdsplads på stranden, som i en kort periode vil betyde mindsket fremkommelighed langs stranden. Påvirkningen af den rekreative udnyttelse af områderne og den afledte effekt på sundhed vurderes at være lav. Mens anlægsarbejderne på havet foregår, vil det for nogle besøgende være mindre attraktivt end ellers at benytte deres sommerhuse eller færdes langs kysten. For andre kan anlægsarbejderne omvendt være en attraktion.

I driftsfasen vil støj fra vindmøllerne være under grænseværdierne. At støj er under støjgrænser, er ikke det samme som at man ikke kan høre dem. Oplevelsen af støjen vil være subjektiv, men vurderes at være på et niveau, hvor påvirkningen af befolkning og sundhed vil være lav.

Tilstedeværelse af havvindmøllerne vil påvirke den oplevelse, der er af landskabet fra kyststrækninger ud mod møllerne og fra andre steder, hvor der er åben udsigt over havet. Påvirkningen er vurderet som væsentlig i nærzonen. Umiddelbart kan synlighed af vindmøller ikke relateres til sundhedsmæssige påvirkninger. Oplevelsen af de visuelle forhold vil dog være meget subjektiv, hvor nogle kan opleve sorg og frustration over tilstedeværelsen af vindmøller. Ændringen i landskabets visuelle udtryk er meget stor. Hvilken effekt det så har på mennesker, herunder den rekreative udnyttelse, turisme, bosættelse m.m., er meget subjektiv. Nogle mener, at vindmøller er nødvendige og kan passe ind i det danske landskab, andre at de absolut ikke kan.

Sammenfatning af den samlede påvirkning i anlægs- drifts- og dekommissioneringsfasen for materielle goder, befolkning og sundhed ses i Tabel 1-24.

Tabel 1-24 Sammenfatning af påvirkning i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for materielle goder, befolkning og sundhed.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Luftbåren støj	Sundhed, rekreativ udnyttelse, turisme	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Visuelle forhold	Rekreativ udnyttelse, turisme	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Middel/stor	
		Dekommissionering	Lav	
Magnetfelter	Materielle goder (hussalg m.m.), sundhed.	Anlæg	Lav/ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav/ingen	
Rekreativ udnyttelse på land (barriereeffekt)	Rekreativ udnyttelse og sundhed	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Luftkvalitet og emissioner	Sundhed	Anlæg	Lav	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav (positiv)	
		Dekommissionering	Lav	

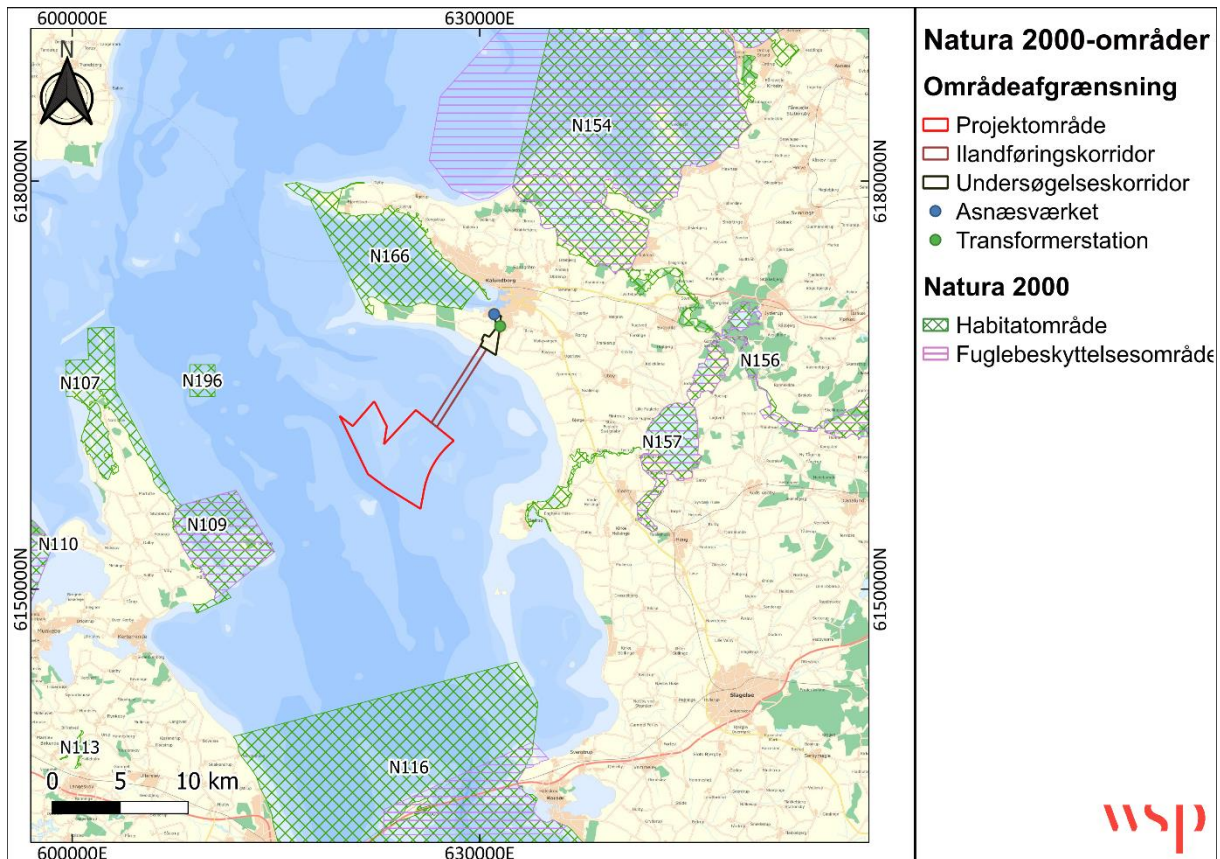
1.6 Natura 2000-forhold og bilag IV-arter

1.6.1 Natura 2000-vurdering

Hverken projektområde eller ilandføringskorridor på havet eller undersøgelseskorridoren på land ligger inde i Natura 2000-områder se Figur 1-4.

For projektområdet og ilandføringskorridoren på havet er nærmeste Natura 2000-område over hav Natura 2000-område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord, der ligger ca. 6,3 km nord for projektområdet. Afstanden til Natura 2000-området i fugleflugtslinje (over land) er ca. 3 km. Natura 2000-område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken, ligger ca. syv km syd for projektområdet på havet. Derudover ligger der i Storebælt og langs kysterne ved Hindsholm fire andre Natura 2000-områder inden for 20 km fra projektområdet.

For undersøgelseskorridoren på land er nærmeste Natura 2000-område over land Natura 2000-område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord. Det ligger ca. 2,5 km vest for undersøgelseskorridoren. Afstanden til Natura 2000-området i fugleflugtslinje (over hav) er ca. 1,5 km. Øvrige Natura 2000-områder ligger mindst 7,5 km væk, det nærmeste er Natura 2000-område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke.



Figur 1-4 Natura 2000-områder i forhold til projektområde og ilandføringskorridor på havet og undersøgelseskorridoren på land.

På land vurderes en væsentlig påvirkning af udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder at kunne udelukkes på baggrund af afstand og da der f.eks. ikke er nogen vandløb i undersøgelseskorridoren, som leder til Natura 2000-områder.

På havet er der gennemført en Natura 2000-konsekvensvurdering. Det er vurderet at en påvirkning af naturtyper og levesteder for arter inde i Natura 2000-områder kan udelukkes. Det er ligeledes vurderet, at en skade af arter på udpegningsgrundlag, herunder marsvin, flagermus og fugle, når de opholder sig udenfor Natura 2000-områderne kan udelukkes.

1.6.2 Bilag IV-arter

Bilag IV-arter er arter som er sjældne eller truede på EU-niveau. Arterne og deres levesteder er beskyttede, uanset hvor de befinder sig.

De bilag IV-arter, der potentielt kan påvirkes af projektets marine del, er flagermus og marsvin, mens projektets landdel potentielt kan påvirke flagermus samt markfirben, stor vandsalamander, klokkefrø, løvfrø, spidssnudet frø, strandtudse og grønbroget tudse. For alle de landlevende arter vurderes en påvirkning i driftsfasen at kunne udelukkes, da jordkablet ligger nedgravet i jorden og transformerstationen ligger i et erhvervsområde.

1.6.2.1 Flagermus

På land er der ingen træer der er egnede for flagermus som skal fældes eller bygninger med flagermus som skal nedrives. En beskadigelse af yngle- og rasteområder for flagermus kan derfor udelukkes. Anlægsaktiviteterne på havet eller land vurderes ikke at kunne påvirke flagermus.

Den eneste potentielle påvirkning er risikoen for at flagermus kolliderer med vindmøllevingerne når de roterer i driftsfasen. Da vindmøllerne ikke placeres inden for en trækrute for flagermus og da vindmøllerne vil stå mindst 6 km fra nærmeste raste- eller yngleområde og da vindmøller i Storebælt ikke ses at tiltrække flagermus i væsentligt omfang, vurderes forsætligt drab af flagermus at kunne udelukkes.

1.6.2.2 Marsvin

Der er ikke påvist særlige yngleområder eller nogen kalve i projektområdet på havet. Der er observeret forholdsvis få marsvin i projektområdet og der er ikke noget som indikerer, at projektområdet er af større betydning for marsvin i forhold til det omkringliggende farvand. En beskadigelse af yngle- og rasteområder for marsvin som følge af projektet vurderes at kunne udelukkes.

Marsvin kan i anlægsfasen blive påvirket af støj fra nedramning af monopæle. Ved nedramning af monopæle anvendes dobbelt boblegardin eller lignende støjdæmpende foranstaltning og nedramning vil ikke ske i den for marsvin mest sårbare periode fra maj-august.

Baseret på at projektområdet ikke er et væsentligt område for marsvin, at støjen dæmpes med dobbelt boblegardin (eller lignende tiltag) og at nedramning undgås i perioden maj til august, vurderes forsætlig forstyrrelse (samt forsætligt drab) af marsvin at kunne udelukkes.

1.6.2.3 Padder og markfirben på land

Der vurderes ikke at være egnede levesteder for markfirben i undersøgelseskorridoren på land og derfor kan det udelukkes at der kan ske beskadigelse af yngle- og rasteområder. Ligeledes vurderes det, at forsætligt drab eller forstyrrelse af individer kan udelukkes.

Stor vandsalamander yngler sandsynligvis i et vandhul i undersøgelseskorridoren og et andet er egnet for arten. Vandhullerne vurderes også at være egnede for spidssnudet frø, og det ene for strandtudse. Vandhullerne er ikke egnede for løvfrø, klokkefrø og grønbroget tudse

Forsætlige drab af individer af alle de nævnte arter af padder vurderes at kunne udelukkes, da alle arbejdspladser hegnes med midlertidigt paddehegn (i paddernes aktive periode fra marts-oktober) og da kabelgraven ikke vil stå åben om natten uden paddehegn omkring.

Sammenfatning

Der er gennemført en Natura 2000-konsekvensvurdering for projektet. Den konkluderer, at der ikke vil ske en påvirkning inde i Natura 2000-områder og at en skade af arter eller naturtyper på udpegningsgrundlaget kan udelukkes.

I forhold til Bilag IV-arter er der vurderet på flagermus, markfirben, padder (stor vandsalamander, klokkefrø, løvfrø, spidssnudet frø, strandtudse og grønbroget tudse) og marsvin. Det vurderes for alle arterne, at det konkrete projekt som er beskrevet i kapitel 4 Projektbeskrivelse, kan udelukkes at beskadige yngle- eller rasteområder for arterne, ligesom forsætligt drab eller forsætlig forstyrrelse kan udelukkes.

1.7 Havstrategi- og vandrammedirektiv

1.7.1 Havstrategi

Lov om havstrategi fastsætter bl.a. miljømål og indsatsprogrammer med henblik på at opnå eller fastholde god miljøtilstand i havets økosystemer, og muliggøre en bæredygtig udnyttelse af havets ressourcer.

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ligger i havområdet Bælthavet/Østersøen indenfor den danske 12-sømilgrænse, og er dermed omfattet af vandområdeplanerne for økologisk tilstand ud til 1-sømilgrænsen og kemisk tilstand ud til 12-sømilgrænsen.

For Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark er alle 11 deskriptorer relevante at vurdere på i forhold til potentielle påvirkninger fra projektet på miljømål for Bælthavet/Østersøen: D1: Biodiversitet, D2: Ikke-hjemmehørende arter, D3 Erhvervsmæssigt udnyttede fiskebestande, D4: Havets fødenet, D5 Eutrofiering, D6: Havbundens integritet, D7 Hydrografiske ændringer, D8 Forurenende stoffer, D9 Forurenende stoffer i fisk og skaldyr til konsum, D10 Marint affald og D11: Undervandsstøj.

Samlet vurderes det, at Jammerland Bugt Kystnær Havmølleparks påvirkning af de 11 deskriptorer fra Danmarks Havstrategi, vil være så lav og lokal i både anlægsfase, driftsfase og dekommissioneringsfase, at projektet ikke vil have indflydelse på, om god miljøtilstand vil kunne opnås i havområdet Østersøen.

1.7.2 Vandrammedirektiv

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ligger i den østlige del af Storebælt i Jammerland Bugt, og området ligger således indenfor vandområdedistrikt Sjælland, vandområde 204 "Jammerland Bugt og Musholm Bugt" samt vandområde 203 "Storebælt, nord 12 sm". Jammerland Bugt er et relativt beskyttet lavvandet område mellem halvøerne Asnæs og Reersø, med dybe sejlrender vest for området. Som en del af Storebælt er området karakteriseret ved stor udveksling af tungt, saltholdigt bundvand fra Nordsøen og mere ferskt overfladevand fra Østersøen.

I vandområdeplanerne 2021-2027, er den samlede økologiske tilstand for vandområde 204 "Jammerland Bugt og Musholm Bugt" vurderet til at være moderat. Ålegræs og klorofyl er vurderet til at være i moderat tilstand og bundfauna til at være i god tilstand. Økologisk tilstand for prioriterede miljøfarlige stoffer er vurderet til at være god. Kemisk tilstand er vurderet til at være ikke-god på grund af for høje koncentrationer af nonylphenoler i sediment og for høje koncentrationer af bly, kviksølv og cadmium i biota. Dertil kommer støtteparametrene iltforhold og lysforhold, som begge er vurderet ikke relevant.

Det er kvalitetselementerne fytoplankton, rodfæstede planter og kemisk tilstand, der ikke lever op til miljømålet i vandområde 204

Kemisk tilstand i vandområde 203 "Storebælt, nord 12 sm" er vurderet som ikke-god på baggrund af forhøjede koncentrationer af anthracen i sedimentet. Vandområdet vurderes udelukkende for kemisk tilstand, da det kun er omfattet af havstrategiloven. Det er den kemiske tilstand som er årsagen til, at vandområde 203 ikke lever op til miljømålet.

Projektet vil ikke medføre en mertilførsel (udledning) af næringsstoffer til vandområdet. I anlægsfasen kan der midlertidigt blive frigivet næringsstoffer fra sedimentet til vandsøjlen i forbindelse med ophvirvling af sediment ved især kabelnedlægning. Dette vil bidrage til en midlertidigt øget primærproduktion, men den vil være kortvarig, lokal og forventeligt ikke målbar, bl.a. da vandudskiftningen i Jammerland Bugt er stor.

De miljøfarlige stoffer som findes i sedimentet, vil forblive bundet til den fine fraktion af sedimentet fordi de har en meget lav opløselighed i vand. Forstyrrelsen af sedimentet er midlertidig mens kablerne nedpløjes, og sedimentet vil aflejres på bunden igen. Med de dybder og strømforhold, der hersker i Jammerland Bugt, vil der være en stor vandudskiftning, og der vil ikke ske en frigivelse eller spredning af miljøfarlige stoffer i koncentrationer som vil være målbare eller som vil give anledning til toksiske effekter i vandmiljøet eller overskridelser af nationale og EU-fastlagte miljøkvalitetskrav.

Anvendelse af boremudder i forbindelse med styrede underboringer vurderes ikke at kunne medføre en påvirkning, da bygherre vil stille krav til entreprenøren om, at de additiver der tilsættes bormuddet ved underboring, er uskadelige for jord, grundvand og overfladevand og er accepteret af myndighederne.

Projektets anlægsfase vurderes ikke at kunne forhindre målopfyldelsen for den samlede økologiske tilstand i vandområdet.

I driftsfasen vurderes påvirkning af strømhastighed, bølgepåvirkning og lagdeling på havet at være lav og uden betydning for målopfyldelse i vandområdet.

Vindmøllefundamentene vil have korrosionsbeskyttelse i form af epoxy-maling og galvaniske anoder af aluminium. Efter at epoxycoatingen er hærdet og konstruktionen installeret på havet vil der ikke frigives opløsningsmidler fra epoxyen.

Vindmøllevinger er lavet af kompositter, som primært består af resin og glasfiber. I løbet af driftsfasen vil små mængder materiale blive afgivet fra møllevingerne gennem slid og nedbør som mikroplaststykker. Materialet, der slides af vingerne, er fuldt hærkede malingspartikler, det vil sige pigmenterede polymerpartikler, som kemisk set er inaktive og som ikke frigiver kemikalier i miljøet.

Der er stor vandudskiftning i Jammerland Bugt og derfor vurderes det, at driften af havmølleparken ikke vil forhindre målopfyldelse.

1.8 Kumulative virkninger

Det vurderes at kunne udelukkes, at der er projekter som i kumulation med Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark kan medføre væsentlige miljøpåvirkninger. Vurderingen gælder for både det foretrukne projekt samt de to alternativer og både for anlægsfase og driftsfasen. Dekommissioneringsfasen ligger mere end 30 år ude i fremtiden. På nuværende tidspunkt er der ikke kendskab til andre projekter, som kan virke i kumulation på det tidspunkt.

Table 1.25 Summary of the cumulative impacts from Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark and other projects and plans.

Project	Phase	Cumulative impacts
Sprogø vindmøllepark	Drift	No
Lillebælt Syd	Construction Drift	No No
Storebæltsbroen	Drift	No
Kattegatforbindelsen	Construction Drift	No No
Råstofområde 504-GB og 544 QB	Construction	No

1.9 Mitigation measures

In connection with the preparation of the environmental impact report, it has been identified that possible impacts can be avoided by adapting the project. Such project adaptations are included in the project description and are important prerequisites for the assessments.

It concerns, for example, the use of double barge mats for the laying of monopiles, no laying of monopiles in the period from May 1st to August 31st, the selection of the construction method for the laying of the cable, the installation of a cofferdam around temporary work areas on land and the cable trench if it is open at night, the minimum distance from work areas on land to the protected overhead line is at least 15 meters, the minimum distance from the water body to the cable trench and work areas on land is 50 meters, the minimum distance is 80 meters from the beach to the cofferdam for the laying of the cable and land cable on land, the additives that are added to the soil during the drilling are harmless to the soil, groundwater and surface water and are accepted by the authorities.



2 INDLEDNING

Denne rapport indeholder de afsnit af Miljøkonsekvensrapporten for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, som Tyskland har ønsket at blive orienteret om. Det drejer sig om afsnittene Fugle (oprindeligt afsnit 8.8), Flagermus (oprindeligt afsnit 8.9), Marine Pattedyr (oprindeligt afsnit 8.10) og Natura 2000 samt Bilag IV-arter (oprindeligt afsnit 10). Herudover er medtaget det ikke-tekniske resume for hele rapporten, inklusiv afsnittene om projektets landdel (afsnit 1).

Udover selve Miljøkonsekvensrapporten er der tre relevante 3 baggrundsrapporter. Undervandsstøj, Flagermus samt Fugle og Marine Pattedyr.

3 MILJØ PÅ HAVET

3.1 Fugle

3.1.1 Indledning

Dette afsnit beskriver hvordan det marine projekt i Jammerland Bugt kan påvirke trækkende fugle og rastende fugle. Påvirkning af ynglefugle som følge af projektet på land er beskrevet i afsnit 9.2 Natur. Projektområdet ligger mindst 6,3 km fra nærmeste fuglebeskyttelsesområde. Projektets påvirkninger af fugle på udpegningsgrundlaget i dette og andre Natura 2000-områder fremgår af afsnit 10.

I anlægsfasen og dekommissioneringsfasen kan påvirkninger ske som følge af forstyrrelser af trækkende fugle og som følge af forstyrrelser og ændringer af levesteder og fourageringsbetingelser for rastende fugle. I løbet af anlægsfasen øges risikoen for kollision med møllerne, efterhånden som de opsættes og den aftager i takt med at møllerne nedtages i demonteringsfasen. Risikoen for kollisioner er størst når møllerne er i drift, og vingerne roterer, hvorfor kollisionsrisiko behandles samlet under driftsfasen.

I driftsfasen kan påvirkninger ske som følge af kollisionsrisiko og barriereeffekt for trækkende fugle og som følge af levestedsændringer, fortrængning og kollisionsrisiko for rastende fugle.

For at belyse det planlagte kystnære havmølleprojekts eventuelle påvirkning af rastende og trækkende fugle er der i 2014-2015 og i 2020-2022 foretaget optællinger af rastende fugle i Jammerland Bugt og de tilstødende dele af det nordlige Storebælt. Resultaterne fremgår af baggrundsrapporter (Orbicon, 2018b) (BioConsult SH, 2023).

I forbindelse med substrattypekortlægningen i projektområdet i 2021 er tilstedeværelse og udbredelse af muslingebanker blevet kortlagt (WSP, 2022a), og deres værdi som fødegrundlag for dykænder er vurderet, bl.a. på baggrund af dækningsgraden og den dybde, som muslingebankerne findes på (se afsnit 8.6 Marin flora og fauna).

Der er desuden foretaget indsamling og bearbejdning af eksisterende data vedrørende trækkende fugle og rastende fugle i og omkring projektområdet, ligesom der er foretaget en gennemgang af litteraturen vedrørende fugles reaktioner på havmølleparker.

3.1.2 Metode

Afsnittet om fugle baserer sig bl.a. på transekt-baserede flytællinger af rastende vandfugle i det nordlige Storebælt, der blev gennemført i 2014-2015 og 2020-2022.

Optællingerne af vandfugle fra 2014-2015 fremgår af baggrundsrapporten fra 2018 (Orbicon, 2018b), og data fra flytællinger i september 2020 – maj 2022 fremgår af baggrundsrapporten fra 2023 (BioConsult SH, 2023). Desuden inddrages data fra (DOF-basen, 2021).

Det bemærkes, at baggrundsrapporten fra 2018 (Orbicon, 2018b) blev lavet for et fravalgt alternativ, som i dag er forældet, med flere og mindre møller end både det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2. Kortlægningsdata for fugle i området i og omkring Jammerland Bugt er fortsat gældende, men vurderingerne som fremgår af baggrundsrapporten fra 2018 er forældede, da de gælder et fravalgt alternativ.

Den anvendte vurderingsmetode for fugle er den samme som den, der anvendes for de øvrige miljøkomponenter, der behandles i miljøkonsekvensrapporten, se afsnit 6 Vurderingsmetode.

Vurderingerne af fugleartens betydning er dog foretaget efter følgende kriterier, der operationaliserer vurderingsmetodens generelle definitioner for en gruppe som trækfugle, der bevæger sig over store områder, og hvor det nationale, regionale eller lokale perspektiv derfor er af mindre betydning (Tabel 3.1.2-Tabel 3.1.2-1).

Tabel 3.1.2-1 De anvendte kriterier for receptorens (fugleartens) betydning.

Betydningsgrad	Kriterier
Meget stor	Arter, der er anført på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I eller er internationalt rødlistede (IUCN)
Stor	Alle øvrige arter, der er omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivets Artikel 5
Middel	Arter, der ikke er omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivets Artikel 5 (invasive arter og andre ikke naturligt hjemmehørende arter)
Lav	–

Projektets påvirkninger og undersøgelsesområdets betydning for de relevante fuglearter er vurderet i forhold til det såkaldte "1 % kriterie" (Wetlands International, 2022). Generelt er påvirkning af mere end 1 % af en arts biogeografisk bestand, også kaldet trækvejsbestanden, vurderet til at udgøre en risiko for en negativ påvirkning af bestanden. For at perspektivere påvirkningen er der også lavet en vurdering i forhold til den lokale bestand (se Tabel 3.1.2-2).

Estimer af biogeografiske bestandsstørrelser er hentet fra Wetlands International, hvor disse er til stede (Wetlands International, 2022). Det er de ikke for lomvie, musvåge og havørn og her er i stedet brugt bestandsestimater fra BirdLife International 2023 (Bird Life International, 2022a).

Tabel 3.1.2-2. Estimerede lokale bestande for fokusarter og -artsgrupper.

Område	Lommer	Lappedykkere	Skarv	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle
Optællingsområdet¹	65	13	739	38.288	12.429	813	951
Røsnæs, Kalundborg Fjord og sydlige Kattegat udenfor fuglebeskyttelsesområder²			5.000	15.000	8.000	500	
Stavns Fjord, F31³		3	274	2.396	56	45	
Sejerøbugt og Nekselø, F94³		2.789	80	563	4.428	427	
Sprogø og Halsskov Rev, F98³			4	200		2	
Vresen og		1	2.026	3.928	1.019	210	

Område	Lommer	Lappedykkere	Skarv	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle
havet mellem Fyn og Langeland, F73 ³							
Skælskør Nor, Skælskør Fjord og Gammelsø, F95 ³			56	55			
Farvandet mellem Skælskør Fjord og Glænø, F96 ³			642	5.808	721		
Karrebæk, Dybsø og Avnø Fjorde, F81 ³			495	6	18		
Smålandshavet nord for Lolland, F85 ³		22	2.205	1.925	29	196	
Smålandsfarvandet, 128 ⁴		2.100		22.531			
Projektområdet, Omø Syd ⁵					6.266	1.564	
Bestand i indre danske farvande ²	5.400						28.000
Anslået lokal bestandsstørrelse	2.000	5.000	12.000	90.000	35.000	4.000	5.600

1. Estimeret ud fra Distance-sampling ([Download Distance for Windows · distancesampling.org](https://distancesampling.org/)), (Thomas, et al., 2010).
2. Estimeret ud fra (Nielsen, et al., 2023; Petersen & Nielsen, 2011)
3. Årlige maksima af rastende Bilag 1-arter og vandfugle i fuglebeskyttelsesområdet optalt fra fly eller land 2010-2017, højeste antal mellem 2010-2017 (Clausen, Petersen, Bregnballe, & Nielsen, 2019).
4. (European Energy, 2021)
5. Vinter maksima (NIRAS, 2020)

3.1.2.1 Trækkende fugle

Trækkende fugle omfatter både landfugle og vandfugle. De mulige effekter på trækkende *landfugle* er vurderet for rovfugle og traner, der anses for at være de grupper, hvor risikoen for negative effekter på bestanden er størst. Dette skyldes, at traner og de fleste arter af rovfugle har en høj levealder og en relativt lav reproduktionsevne, hvilket gør dem sårbare over for en forøget dødelighed. Desuden er trane og flere arter af rovfugle omfattet af fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1 som ynglefugle. Under trækkende fugle og kollisionsrisiko behandles desuden lommer og havdykænder, da disse kan være på udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områder.

Trækket af disse artsgrupper er beskrevet ud fra data i DOF-basen (DOF-basen, 2021), der er Dansk Ornitologisk Forenings landsdækkende database over fugleobservationer, og som aktuelt rummer ca. 32 millioner registreringer.

Der er foretaget dataudtræk af alle observationer af trækkende rovfugle og traner i Kalundborg og Kerteminde kommuner fra 2010-2021. På baggrund heraf er forårs- og efterårstrækket over den nordlige del af Storebælt beskrevet med hensyn til de foretrukne trækruter og trækkets omfang. Der er herudfra foretaget en vurdering af, hvor mange rovfugle og traner, der årligt kan forventes at ville passere gennem projektområdet på deres

træk. På baggrund heraf er risikoen for kollisions- og barriereeffekter vurderet med anvendelse af standardmetoder for beregning af kollisionsrisiko (Band W. , 2012).

Data fra DOF-basen er generelt ikke velegnet til at vurdere dækningen af observationer i træktiden, da indtastningerne er meget heterogene mht. både tid og rum, herunder observationsperiodens varighed og observatørernes placering i forhold til fugletrækket. En vis andel af indtastningerne af trækkende fugle udgøres således af sporadiske og mere eller mindre tilfældige observationer af kortere eller længere varighed. Blandt indtastningerne i DOF-basen er der imidlertid også et større antal egentlige træk-tællinger fra de primære træk-lokaliteter omkring Jammerland Bugt, f.eks. Fyns Hoved, Røsnæs og Asnæs.

Data fra DOFbasen viser, at der i Kalundborg Kommune for perioden 2010-2021 blev indtastet observationer af trækkende fugle på ca. 50% af dagene hen over forårs- og efterårs-trækket og med hovedvægten af observationerne i oktober måned. Andelen af dage med observationer af trækkende fugle var generelt lavere i Kerteminde Kommune med observationer på 35% af dagene i forårs-perioden og 17% af dagene i efterårs-perioden. I opgørelserne indgår f.eks. også enkeltobservationer af trækkende fugle fra diverse indlandslokaliteter.

Det er vigtigt at pointere, at indtastningerne fra DOFbasen ikke kan anvendes til kvantificering af en egentlig dækningsgrad for fugletrækket, men alene bruges til at skabe overblik over artssammensætningen og trækretningen for det fugletræk, der reelt bliver observeret og indtastet.

Tabel 3.1.2-3 Observationer fra DOFbasen, Kalundborg Kommune i 11-årsperioden 2010-2021

Kalundborg					
	Måned	Antal dage med observationer af trækkende rovfugle + traner	Antal dage med trækobservationer i kommunen	Total antal dage (2010-2021)	% dækning af sæsonen
Forår	Marts	70	139	341	41
	April	115	172	330	52
	Maj	93	158	341	46
	Total				46
Efterår	August	47	106	341	31
	September	134	191	330	58
	Oktober	163	229	341	67
	Total				52

Tabel 3.1.2-4 Observationer fra DOFbasen, Kerteminde Kommune i 11-årsperioden 2010-2021

Kerteminde					
	Måned	Antal dage med observationer af trækkende rovfugle + traner	Antal dage med trækobservationer i kommunen	Total antal dage (2010-2021)	% dækning af sæsonen
Forår	Marts	63	140	341	41
	April	104	126	330	38
	Maj	57	82	341	24
	Total				34
Efte	August	9	38	341	11
	September	20	58	330	18

	Oktober	29	79	341	23
	Total				17

Trækkende *vandfugle* i Storebælt omfatter ifølge undersøgelser ved Sprogø først og fremmest havdykænder, lommer, vadefugle og alkefugle (Orbicon, Havvindmøllepark ved Sprogø – Konsekvensvurdering for fugle. Rapport til Sund & Bælt Holding A/S. Orbicon A/S., 2008) og (Orbicon, 2018b). Vadefuglernes træk foregår ofte meget hurtigt og over store distancer ad gangen, hvor fuglene flyver i stor højde (op til 3.000-6.000 m) og mere eller mindre uafhængigt af kyster og andre topografiske forhold (Meltofte, 1993). De voksne vadefugle trækker meget målbevidst mellem et lille antal gode rasteplasser, som de kender i forvejen, og som de ofte raster på år efter år, mens ungfuglene trækker kortere distancer ad gangen og ofte raster på mere sekundære lokaliteter undervejs. Sådanne rasteplasser findes bl.a. ved Korevlerne i Sejerøbugten og i Allehave Bugt øst for Saltbæk Vig henholdsvis 15 og 40 km nordøst for Jammerland Bugt.

Jammerland Bugt ligger ikke på en decideret trækrute for vadefugle, og da trækket overvejende foregår i stor højde, vurderes det, at vadefuglene kun i ubetydeligt omfang vil kunne blive påvirket af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. Alkefugle vil ligeledes kun kunne blive påvirket i ubetydelig grad, idet trækket af alkefugle i Storebælt er meget beskedent i forhold til bestandenes størrelse (f.eks. (Durinck, Skov, Jensen, & Pihl, 1994). Derfor behandles hverken vadefugle eller alkefugle i afsnittene om projektets mulige påvirkninger af trækkende fugle.

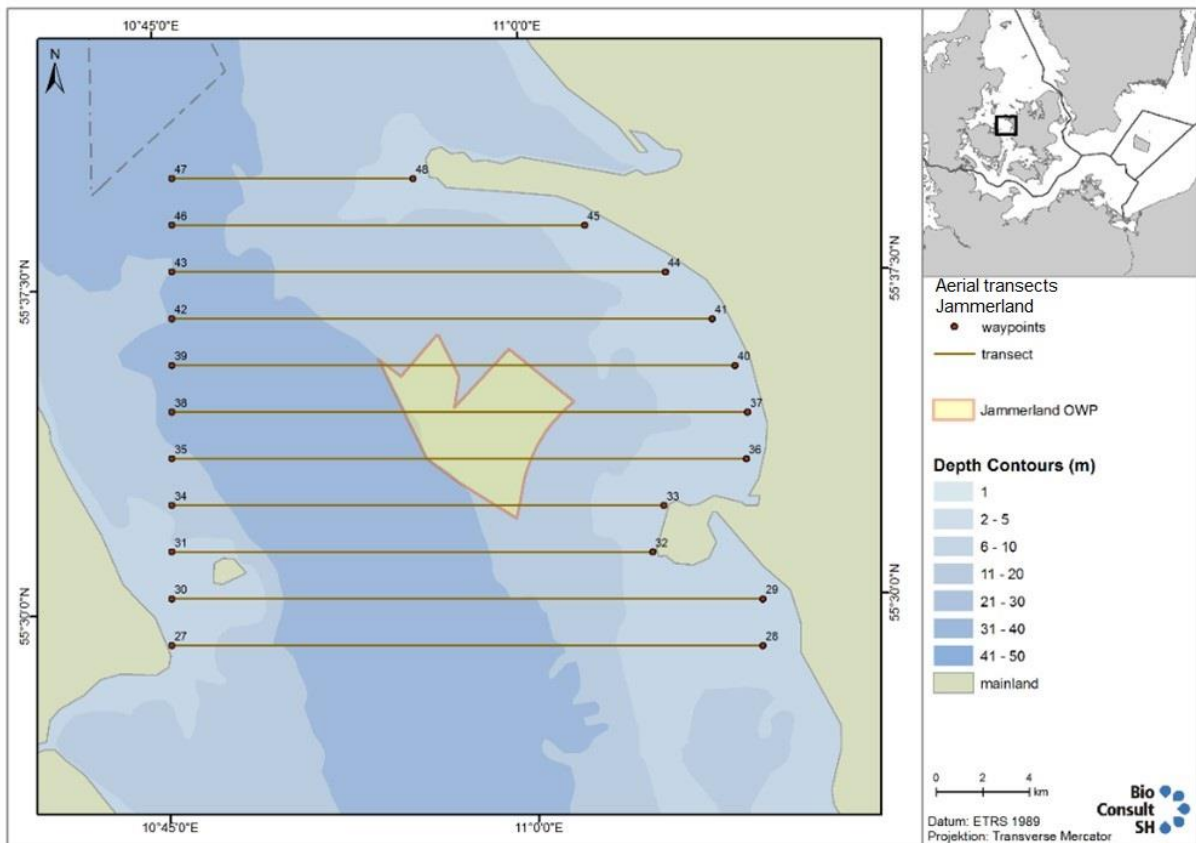
Betydelige antal af ederfugl, sortand, fløjlsand og et mindre antal af lommer passerer gennem Storebælt to gange årligt. Hovedtrækretningen om foråret er fra nord mod syd, idet fuglene trækker fra overvintringsområder i Kattegat gennem Storebælt til yngleområder i Østersøen og videre østover. Om efteråret går trækket den modsatte vej, dvs. fra syd mod nord, idet fuglene trækker fra Østersøen til overvintringsområderne i Kattegat og evt. videre ud i Nordsøen.

For vandfugle foreligger der i DOF-basen (DOF-basen, 2021) ikke tilstrækkeligt mange observationer til at vurdere antallet af trækkende lommer og havdykænder gennem projektområdet.

Der er derfor foretaget en beregning, der er baseret på det størst mulige omfang af trækket ud fra antallet af overvintrende fugle i Kattegat og den østlige del af Nordsøen. De trækkende vandfugle antages at være jævnt fordelt på tværs af Storebælt. Andelen af fugle, der trækker gennem projektområdet, er beregnet ud fra forholdet mellem projektområdets maksimale udstrækning i øst-vestlig retning og bredden af Storebælt på det pågældende sted.

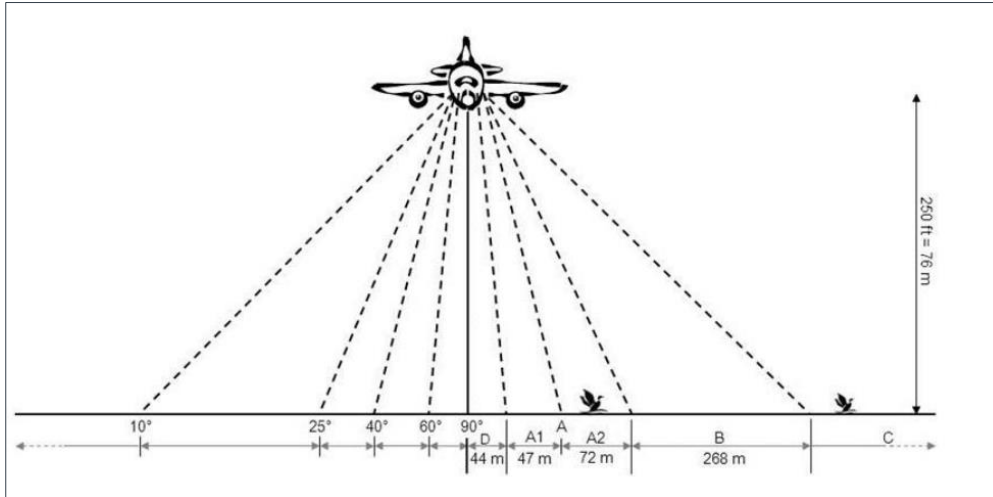
3.1.2.2 Rastende fugle

Undersøgelser af rastende vandfugle i området er gennemført ved hjælp af optællinger fra fly. Flytællingerne er foretaget ved hjælp af standardmetoder, der også anvendes i det nationale overvågningsprogram for rastende vandfugle (NOVANA). Optællingerne blev foretaget på en række øst-vestgående linjetransekter, hvis placering fremgår af Figur 3-1.



Figur 3-1 Transektene optalt i det nordlige Storebælt. For start- og slutkoordinater for de enkelte transekter henvises til baggrundsrapporterne (Orbicon, 2018b) samt (BioConsult SH, 2023).

I alt blev der optalt langs 11 parallelle transekter med 2 km afstand mellem de enkelte transekter. Længden af transektene varierede mellem 10,35 km og 25,38 km, og den samlede transektlængde var 238,55 km. Under tællingerne blev der observeret i 5 afstandsbånd: 0-44 m (Bånd D), 44-91 m (Bånd A1), 91-163 m (Bånd A2), 163-431 m (Bånd B) og 431-2.000 m (Bånd C), se Figur 3-2.



Figur 3-2 Standardmetode for flybaserede tællinger af rastende vandfugle. Tætheder og antal fugle i optællingsområdet er beregnet ud fra 'Distance-sampling' af observationerne i bånd A1, A2 og B. Illustration fra (BioConsult SH, 2023).

Hele optællingsområdet i det nordlige Storebælt, mellem Sjælland og Fyns Hoved udgør 442 km². Alle flyvninger blev gennemført i en højde af 250 fod (= 76 m), og både fugle og havpattedyr blev optalt under de gennemførte tællinger.

Datagrundlaget udgøres af i alt 27 flytællinger, der blev gennemført efter den samme metode og i det samme optællingsområde i hhv. 2014-2015 (Orbicon, 2018b) og 2020-2022 (BioConsult SH, 2023) på følgende datoer:

	2014	2015	2020	2021	2022
Januar				9.	6.
Februar				2., 14.	26.
Marts		9.		23.	18.
April		9.		14., 27.	20.
Maj				15.	8.
Juni				16.	
Juli				9.	
August				11.	
September			15.	22.	
Oktober	30.		12.		
November	21.		14., 29.	2.	
December	28.		13.		

Tilsammen dækker de 27 tællinger hele året, med de fleste tællinger i vinterhalvåret, der er de rastende "fokusarters" hovedopholdsperiode i Danmark.

Den samlede transektlængde på flytællingerne udgjorde 948,8 km i 2014-2015 og 5.280 km i 2020-2022. I gennemsnit blev ca. 42% af optællingsområdet dækket på hver tælling af båndene A1, A2 og B (Figur 3-2). For at beregne det totale antal fugle i hele optællingsområdet ud fra det dækkede areal, er der derfor foretaget en model-beregning ved hjælp af Distance software ([Download Distance for Windows · distancesampling.org](https://distancesampling.org)), (Thomas, et al., 2010). Metoden tager udgangspunkt i, at observatøren har en aftagende sandsynlighed for at registrere en given fugl med stigende afstand fra transektlinjen.

På baggrund af observationer fra flytællingerne har det været muligt at beregne tætheder og antal for alle arter, som er vurderet relevante i forhold til fortrængning i Jammerland Bugt. Det er kun observationer fra båndene A1, A2, og B, som er inkluderet i analyserne, da observationerne i bånd D, som er det bånd der ligger tættest transekt-linjen, ikke har den højeste sandsynlighed for registrering. Bånd C er udeladt fordi det dækker ud til 2 km fra transekt-linjen og dermed ville resultere i at en større del af det samme område blev dækket fra forskellige nabo-transekter. Tætheder og antal er beregnet for fokus-arterne lommer, lappedykkere, ederfugl, sortand, fløjlsand og alkefugle.

For hver af de udførte optællinger er bestandstætheder og antal af de vigtigste arter beregnet for såvel optællingsområdet som for projektområdet med en tilhørende og artsspecifik bufferzone, der er fastsat efter internationalt anerkendte referencer. I de tilfælde, hvor der er foretaget flere tællinger i samme måned, er det samlede antal fugle beregnet som gennemsnittet af de foreliggende tællinger, idet også maksimum og minimumstallene er vist for at opnå et indtryk af spredningen på tallene.

3.1.2.3 Beregning af kollisionsrisiko

Kollisionsrisikoen er beregnet for såvel trækkende som rastende fugle.

Trækkende fugle kan kollidere, når de passerer det kystnære havmølleområde på deres årlige træk mellem yngleområdet og vinterkvarteret.

Rastende fugle kan kollidere med møllerne:

- når de foretager lokale flyvninger, f.eks. som reaktion på forstyrrelser
- når de skifter mellem ophold i forskellige delområder
- når de kompenserer for strømdrift ved at flyve tilbage til udgangspunktet
- på daglige flyvninger mellem fourageringsområder og overnatningsområder.

Generelt vurderes kollisionsrisikoen for rastende fugle at være større end for trækkende fugle, da de opholder sig længere tid i området end de fugle, der passerer området to gange årligt på deres træk (Rydell J., 2017).

Relevante arter er udvalgt på baggrund af de registrerede antal og arternes beskyttelsesmæssige status (anført på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I, rødlistet etc.).

Det forventede antal kollisioner per år er beregnet ved hjælp af en kollisionsmodel, der er baseret på beskrivelser og tilhørende regnearksværktøjer i (Band W., 2012). Modellen er en videreudvikling af kollisionsmodellerne beskrevet i (Band, 2000) og (Band, Madders, & Whitfield, 2007).

Det beregnede antal kollisioner er justeret ud fra den nyeste viden om, i hvilket omfang de forskellige arter undviger havvindmølleparker (macro-avoidance), undviger de enkelte havmøller/møllerækker (meso-avoidance) og undviger det enkelte rotorblad i nærfeltet (micro-avoidance).

Kollisions-modellen anvender desuden fuglenes artsspecifikke flyvehøjder i forhold til højden af rotor-zonen ved beregning af det årlige antal kollisioner.

Modelleringen ifølge (Band W., 2012) forløber i 5 trin:

Trin A: Beregning af tætheden af flyvende fugle i området, hvor møllerne placeres (antal fugle per km² per tidsenhed).

Trin B: Beregning af, hvor mange af disse flyvninger, der passerer igennem et område, der bestryges af rotorerne (beregnet for hele mølleparken og vil afhænge af antallet af vindmøller og størrelsen på dem).

Trin C: Beregning af sandsynligheden for, at en fugl, der passerer igennem det bestrøgne luftrum, rammes af den roterende vinge.

Trin D: På baggrund af Trin A-C og det forventede antal driftstimer per år beregnes det samlede antal kollisioner per år.

Trin E: Det beregnede antal kollisioner justeres ud fra den eksisterende viden om, i hvilket omfang de forskellige arter tiltrækkes af mølleparker (attraction), undviger havvindmølleparker som helhed (macro-avoidance), undviger de enkelte møller/møllerækker (meso-avoidance) og/eller undviger det enkelte rotorblad i nærfeltet (micro avoidance).

Kollisionsrisikoen er beregnet på baggrund af de tre alternativs samlede "bestrøgne areal" som anført i Tabel 3.1.2-5.

Tabel 3.1.2-5 Det samlede "bestrøgne areal" for det Foretrukne projekt, Alternativ 1 og Alternativ 2.

Projekt	Antal møller stk.	Rotor diameter meter	Vingespids til havmeter	Bestrøget areal/mølle (m ²)	Samlet bestrøget areal (m ²)
Foretrukket projekt	16	236	20	43.700	699.200
Alternativ 1	18	222	20	38.700	696.600
Alternativ 2	21	200	20	31.400	659.400

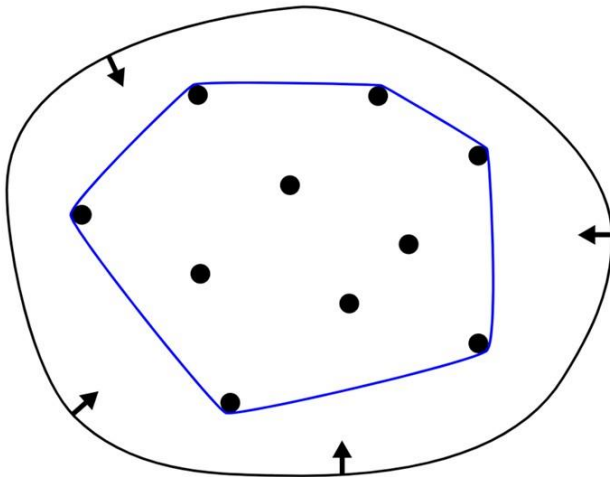
3.1.2.4 Beregning af fortrængningseffekter

Antallet af fugle af forskellige arter, der forventes at blive fortrængt fra deres rasteområder på grund af den kystnære havmøllepark, er beregnet ud fra de estimerede tætheder i projektområdet plus en artsspecifik bufferzone, hvis størrelse afhænger af artens følsomhed over for tilstedeværelse af havvindmøller og den tilknyttede trafik af servicefartøjer (se Tabel 3.1.4-5 for konkrete bufferzoner).

Skarver og måger viser få eller ingen tegn på at undgå at raste i havmølleparker, og disse arter behandles derfor ikke i forhold til fortrængning (Rydell J., 2017).

De anvendte bufferzoner er lagt uden om hele havmølleparken og ikke kun omkring de enkelte møller. Afgrænsningen af fortrængningsområdet er baseret på mølleplaceringernes konvekse polygon i hvert scenarie ved brug af QGIS-værktøjet *Convex Hull*. Værktøjet definerer et polygon på baggrund af mølleplaceringer, hvor ingen af siderne på polygonet peger indad og hvor alle vinkler er mindre end 180 grader. Som analogi kan man forestille sig en elastik, der sættes rundt om en række punkter.

Derved opnås et konservativt defineret fortrængningsområde uden om hele parken, dvs. at det antages, at der ikke er "frirum" mellem møllerne, hvor fuglene ikke fortrænges. Fordelen er, at afgrænsningen af fortrængningsområdet er nemt reproducerbart og kan gentages på et hvilket som helst mølledesign. Princippet er vist i Figur 3-3 nedenfor.



Figur 3-3 Princip for afgrænsning af fortrængningsområde ved hjælp af QGIS-værktøjet *Convex Hull*. Den sorte cirkel viser en given artsspecifik bufferzone omkring havmølleparken.

3.1.2.5 Beregning af barriereeffekter

Havmølleparker kan udgøre en barriere for trækkende fugle, hvis fuglene undgår at flyve mellem møllerne. Fuglene vil så flyve uden om hele mølleparken, hvilket forlænger trækrueten, eller ændre flyvehøjden. Begge dele medfører et øget energiforbrug.

Forlængelsen af trækrueten er beregnet for et scenarie, hvor fugle, der trækker mod nord eller syd gennem Storebælt, undviger den kystnære havmøllepark og vender tilbage til den oprindelige trækroute efter at have passeret mølleparken i en afstand af 1 km.

Den ekstra belastning, som en sådan forlængelse medfører, er vurderet på baggrund af energetiske beregninger for forskellige arter i (Masden, et al., 2009) og (FEBI, 2013).

De øgede energetiske omkostninger ved at ændre flyvehøjden er vurderet på baggrund af (FEBI, 2013), der for udvalgte arter har beregnet energiforbruget ved tre scenarier: (1) Øgning af flyvehøjden med 120 m; (2) Øgning af flyvehøjden med 250 m; (3) 10 minutters cirklen foran forhindringen efterfulgt af en øgning af flyvehøjden med 120 m.

3.1.2.6 Vurdering af effekter på bestandsniveau

Antallet af kollisionsdræbte fugle og fugle der forventes at dø som følge af fortrængning er for hver af de berørte arter sat i perspektiv i forhold til PBR (Potential Biological Removal), der er et mål for den ekstra dødelighed, som en bestand vurderes at kunne tåle. PBR beregnes ud fra bestandens størrelse, udviklingstendens og den potentielle vækstrate (Wade, 1998).

PBR kan beregnes ud fra følgende generelle formel:

$$PBR = 0.5 \times R_{\max} \times N_{\min} \times f,$$

hvor R_{\max} er den maksimale årlige rekrutteringsrate til bestanden, N_{\min} er et minimumsestimat for bestandsstørrelsen, og f er en korrektionsfaktor ("recovery factor"), der varierer mellem 0,1 og 1, og som

afhænger af bestandens aktuelle udviklingstendens. I beregningerne er benyttet en f-værdi på 0,1 for bestande i kraftig tilbagegang, 0,3 for bestande i tilbagegang, 0,5 for stabile bestande og 0,7 for bestande i fremgang. Udviklingstendensen i bestanden er for de fleste behandlede arter baseret på (Wetlands International, 2022). For alkefugle samt musvåge og havørn er dog benyttet (Bird Life International, 2022a).

I beregningerne er f.eks. sortand tildelt en f-værdi på 0,7 (moderat fremgang), og ederfugl er tildelt en f-værdi på 0,3 (tilbagegang). Bestandsstørrelser, udviklingstendenser og potentielle vækstrater for de enkelte arter er bestemt ud fra opdaterede litteraturangivelser for de bestande, der trækker igennem området eller raster i området, se Tabel 3.1.2-6. For yderligere detaljer vedrørende fremgangsmåden for beregning af PBR-værdier henvises til baggrundsrapporten fra 2018 (Orbicon, 2018b). For at kunne vurdere påvirkningen på forskellige skala/niveauer er der udregnet PBR-værdier for både de biogeografiske bestande og for de "lokale" bestande i Storebælt, Smålandsfarvandet og Sydlige Kattegat.

Tabel 3.1.2-6. Input værdier til beregning af PBR værdier (Potential Biological Removal), der er et udtryk for, hvor stor en ekstra dødelighed såvel den lokale som den biogeografiske bestand kan tåle. * (Wetlands International, 2022). ** (Bird Life International, 2022a).

Art	Adult overlevelseshastighed (s)	Tidligste ynglealder (år)	Max. rekrutteringsrate (R_{max})	Min. Biogeografisk bestand (N_{min})	Lokal bestand (N_{lokal})	Recovery factor (f)	Biogeografisk PBR	Lokal PBR
Lommer ¹	0,84	2	0,246	210.000*	2,000	0,4	10.318	98
Lappedykkere ²	0,8	2	0,270	42.000*	5,000	0,3	1.702	203
Skarv ³	0,88	3	0,164	610.000*	12,000	0,7	35.006	689
Ederfugl	0,82	3	0,192	560.000*	90,000	0,3	16.144	2.595
Sortand	0,783	2,5	0,237	687.000*	35,000	0,7	56.896	2.899
Fløjsand	0,84	2,5	0,209	220.000*	4,000	0,5	11.522	209
Stormmåge	0,86	3	0,174	1.400.000*		0,4	48.816	
Sølvmåge	0,88	4	0,134	860.000*		0,3	17.280	
Svartbag	0,88	4	0,134	240.000*		0,7	15.472	
Alkefugle ⁴	0,946	5	0,085	2.350.000**	5,600	0,7	69.537	166
Havørn ⁵	0,936	5	0,090	20.900**		0,7	661	
Musvåge ⁵	0,9	3	0,152	1.760.000**		0,7	93.791	
Trane	0,9	4	0,125	350.000*		0,7	10.500	

¹Det er i beregningerne antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom.

²Gælder gråstrubet lappedykker (værst tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse).

³Bestandsvurdering for underarten P. c. sinensis, der yngler i Danmark

⁴Bestandsvurdering for lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i optællingsområdet

⁵Den europæiske bestand

3.1.3 Eksisterende forhold

3.1.3.1 Trækkende fugle

I det følgende afsnit gives en gennemgang af, hvilke arter af land- og vandfugle der trækker igennem projektområdet.

Trækkende *landfugle*, såsom rovfugle og traner, tilstræber at minimere den del af trækket, der forløber over vand. Særligt rovfuglene vil helst flyve over land. Når fuglene rammer en kyst på deres vej mod sydvest om efteråret eller nordøst om foråret, så følger de kysten indtil de når en spids, hvor de ikke har andre muligheder end at flyve over havet. Fuglene koncentrerer derfor generelt ved nordøstvendte pynter om foråret, og ved sydvestvendte pynter om efteråret. Ved passagen af havområder sigter fuglene mod fremspringende pynter på den modsatte kyst.

Landfugle vil både forår og efterår forsøge at krydse Storebælt de steder hvor bæltet er smallest, for at minimere den del af trækket der forløber over vand. På det nordøstgående forårstræk kan fuglene krydse den sydlige del af Storebælt fra Langeland mod Omø-Agersø eller fra Knudshoved mod Halskov (hvor Storebæltsbroen kan bruges som ledelinje). Længere nordpå er Storebælt bredere, og passage her er derfor mindre oplagt. Fuglene vil mest oplagt krydse det nordlige Storebælt ved at trække ud fra halvøen Hindsholm med Stavreshoved i syd og Fyns Hoved i nord; på Sjællandssiden sigter fuglene mod halvøerne Reersø, Asnæs og Røsnæs.

Ifølge oplysningerne i Dof-basen (DOF-basen, 2021) er forårstrækket over Hindsholm relativt beskedent. Der er således i alt registreret ca. 4.000 trækkende rovfugle og ca. 100 traner i alt i perioden 2010-2017. Langt hovedparten af fuglene trækker ud fra den nordlige del af Hindsholm med kurs mod Samsø (16 km), Røsnæs (godt 20 km) eller Asnæs (knap 20 km). Disse fugle vurderes ikke at krydse projektområdet.

Lidt over 1.400 rovfugle er registreret trækkende længere mod syd på Hindsholm, i området mellem Bøgebjerg Hovedgård og Stavreshoved. De fleste af disse fugle er registreret med nordlig eller nordvestlig trækretning og antages derfor at følge kysten og trække ud længere mod nord. I størrelsesordenen 400 fugle – heraf langt størstedelen musvåger – er dog registreret som øst-, nordøst- eller udtrækkende og vil derfor potentielt passere igennem projektområdet.

Sammenfattende tyder data i DOF-basen (DOF-basen, 2021) på, at nogle få hundrede rovfugle årligt passerer projektområdet på deres forårstræk. Hovedparten af disse er musvåger; men også havørn og trane passerer området, om end i mindre antal.

Om efteråret er Røsnæs langt den vigtigste lokalitet i området for trækkende rovfugle. Navnlig registreres der mange musvåger, typisk mellem 1.000 og 5.000 fugle årligt. Hovedtrækretningerne er vest (mod Samsø) og sydvest (mod Fyns Hoved) (DOF-basen, 2021; Orbicon, 2018b). Dette træk vil derfor ikke krydse projektområdet.

Fra Asnæs-halvøen er der om efteråret registreret et lille antal trækkende musvåger med kurs sydvest eller sydøst; flertallet af disse fugle vurderes på baggrund af deres trækretning at passere henholdsvis vest og øst om projektområdet (Orbicon, 2018b). På Fynssiden registreres kun få efterårstrækkende rovfugle, hvoraf langt de fleste er registreret som trækkende fra Røsnæs ved Fyns Hoved eller andre lokaliteter på den nordlige del af Hindsholm. Sammenfattende vurderes det, at kun få rovfugle – i størrelsesordenen et par hundrede fugle om året – passerer igennem projektområdet på efterårstrækket. Musvåge er langt den hyppigste art. Desuden kan projektområdet undtagelsesvis krydses af trækkende traner (DOF-basen, 2021).

Hvad angår vandfugle er de vigtigste arter og artsgrupper i forhold til såvel beskyttelsesstatus som forekomst i optællingsområdet lommer, ederfugl, sortand og fløjlsand. Ud fra størrelsen af de overvintrende bestande i

Kattegat vurderes det, at maksimalt 5.400 lommer (især rødstrubet lom), 428.700 ederfugle, 220.800 sortænder og 45.300 fløjsænder passerer igennem Storebælt forår og efterår (Holm, et al., 2021).

3.1.3.2 Rastende fugle

Optællingerne fra fly i 2014-2015 og 2020-2022 har vist, at optællingsområdet i det nordlige Storebælt mellem Sjælland og Fyn rummer et stort antal rastende vandfugle, og at det optalte område især er af betydning for ederfugl og sortand. Der er desuden registeret et mindre antal fløjsænder, lommer, lappedykkere og alkefugle. Desuden forekommer en del skarver og måger i området (Tabel 3.1.3-).

Tablet 3.1.3-1 Oversigt over de observerede vandfugle på transekt tællingerne fra fly 2014-2015 og 2020-2022."sp." betyder af fuglen ikke er bestemt til art. Med fed skrift er vist, hvilke observationer, der overstiger 1% kriteriet for en internationalt betydende forekomst. ¹Ederfugl: 7.200 fugle. ²Sortand: 7.500 fugle. Fra (Orbicon, 2018b) og (BioConsult SH, 2023).

Art	2014			2015		2020					2021										2022						
Dato	30.10	21.11	28.12	09.03	09.04	15.09	12.10	14.11	29.11	13.12	09.01	02.02	14.02	23.03	14.04	27.04	15.05	16.06	09.07	11.08	22.09	02.11	06.01	26.02	18.03	20.04	08.05
Rød-/Sortstrubet Lom	122	7		92	53	8		7	2	2	16	3	6	3	7							8	3	19	32	13	1
Toppet lappedykker				13		14							1														1
Gråstrubet lappedykker		23		44	2				1					1									2	1	1		
Lappedykker sp.		5		16	3					7	2	10	1	2							3	2				10	
Sule															1							2					
Skarv	70	336	243	230	57	168	135	334	335	190	104	366	68	20	112	81	107	67	119	129	67	157	104	15	132	83	63
Knopsvane		2			2			2	5	2	1		2	31							4				10		
Sangsvane														13													
Grågås	30	4			36	70	11					20		16			2					184			4		6
Bramgås														2.000			3					80					
Knortegås																	4								1		
Gravand							1							1													
Pibeand								55		16											20				200	6	
Gråand	10	34	31	4	2			5	40	12	22	97	32	4					8			1	25	25	3		4
Ederfugl ¹	25.052	17.844	130	1.928	775	1.406	6.419	7.962	3.292	1.895	1.907	2.960	6.918	1.865	269	267	323	237	1.180	440	3.768	11.519	23.224	4.210	1.300	281	272
Havlit		3	2		1							2	5												4		
Sortand ²	94	2.574		168	227	1.389	194	4.079	4.628	9.896	2.465	3.404	1.388	7.462	163	9	50		505	3	131	7.152	326	1.322	6.535	27	20
Fløjlsand	1	256		114	30	9	48	73	50	145	51	33	6	106	7	27	155			87	17	19	1.046	23	713	94	7
Havdykand sp.		360				33														39							
Hvinand				18	5			5	10			20	26	2									3	6	7	2	
Toppet skallesluger	3	7		27	26			13	15	29	29	16	38	216	29	4	2		2		5		18	44	5	15	
Stor skallesluger				4															4					4	2		1
Dværgmåge	5																										
Hættemåge				9	10	32	82				4		2	3		2			14	30		21	2		24	2	1
Stormmåge	26	21	44	172	12	457	28	4	2	1			8	5		1	1	2	5	2	2	4	1	2	9	3	7
Sildemåge					1	36											11	4		1							2
Sølvmåge	50	152	1	135	55	666	102	162	39	33	29	201	67	28	24	54	229	3	55	2	15	24	45	49	37	21	51
Svartbag	8	41	1	32	21	1		3	2	2	1	1	1	3	6	1	3	1			3	3	2		3	1	7
Måge sp		40	20	256	69	1												9			101	25					



Art	2014			2015		2020					2021										2022							
Dato	30.10	21.11	28.12	09.03	09.04	15.09	12.10	14.11	29.11	13.12	09.01	02.02	14.02	23.03	14.04	27.04	15.05	16.06	09.07	11.08	22.09	02.11	06.01	26.02	18.03	20.04	08.05	
Splitterne																	3		1									3
Terne sp.																		2										1
Lomvie	21	7		1		50		8		10	4	159	155	4	5				3	12	19	48	77	44				
Alk		11		2				4			1											9	1					
Tejst												13	9								3	3	12	2	2		4	
Alkefugl sp.		3																		7	4	104		12	12			
Sum	25.492	21.730	472	3.265	1.387	4.340	7.020	12.716	8.421	12.240	4.636	7.305	8.733	11.785	623	446	893	325	1.896	752	4.162	19.365	24.891	5.782	9.042	548	451	

Som beskrevet i metodeafsnittet dækker registreringen af vandfugle med den anvendte metode i gennemsnit 42% af undersøgelsesområdet. Det betyder, at det faktiske antal fugle i optællingsområdet er større end det optalte. Der er derfor foretaget en beregning af det faktiske antal fugle ved hjælp af Distance software ([Download Distance for Windows · distancesampling.org](https://www.distancesampling.org)), (Thomas, et al., 2010), der tager udgangspunkt i, at observatøren har en aftagende sandsynlighed for at registrere en given fugl med stigende afstand fra transektlinjen. Det beregnede antal fugle fremgår af Tabel 3.1.3-.

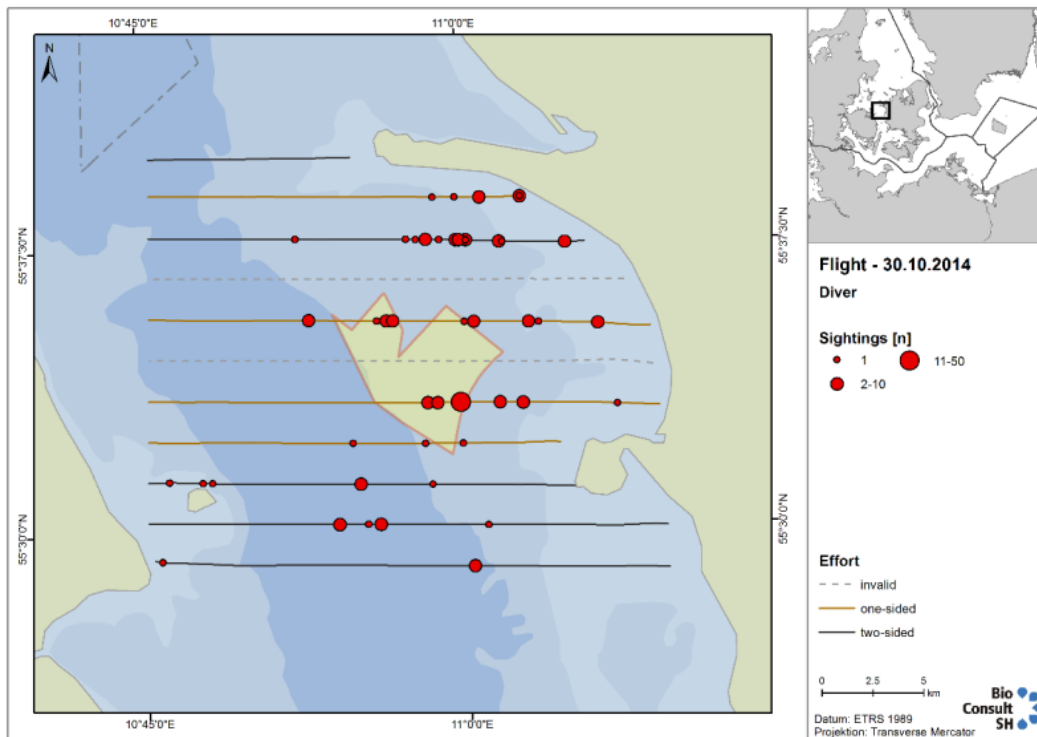
Det fremgår af Tabel 3.1.3- , at optællingsområdet i det nordlige Storebælt mellem Sjælland og Fyn nogle måneder rummer internationalt betydende forekomster af ederfugl og sortand, dvs. mindst 1 % af den biogeografiske bestand af de to arter. Det samme gælder lappedykkere, under den konservative antagelse af, at alle observerede fugle, er gråstrubet lappedykker, hvor området huser mere end 1 % af den samlede biogeografiske bestand i marts 2015.

Tabel 3.1.3-2 Oversigt over det beregnede antal vandfugle i optællingsområdet for udvalgte arter og artsgrupper i løbet af et kalenderår. I de tilfælde, hvor der er foretaget flere tællinger i samme måned, er der anført gennemsnit, samt minimum og maksimum antal. Desuden er med fed skrift vist hvilke observationer, der overstiger eller nærmer sig 1% kriteriet for en internationalt betydende forekomst. Ederfugl: 7.200 fugle; Sortand: 7.500 fugle. Baseret på data fra (BioConsult SH, 2023) og (Orbicon, 2018b).

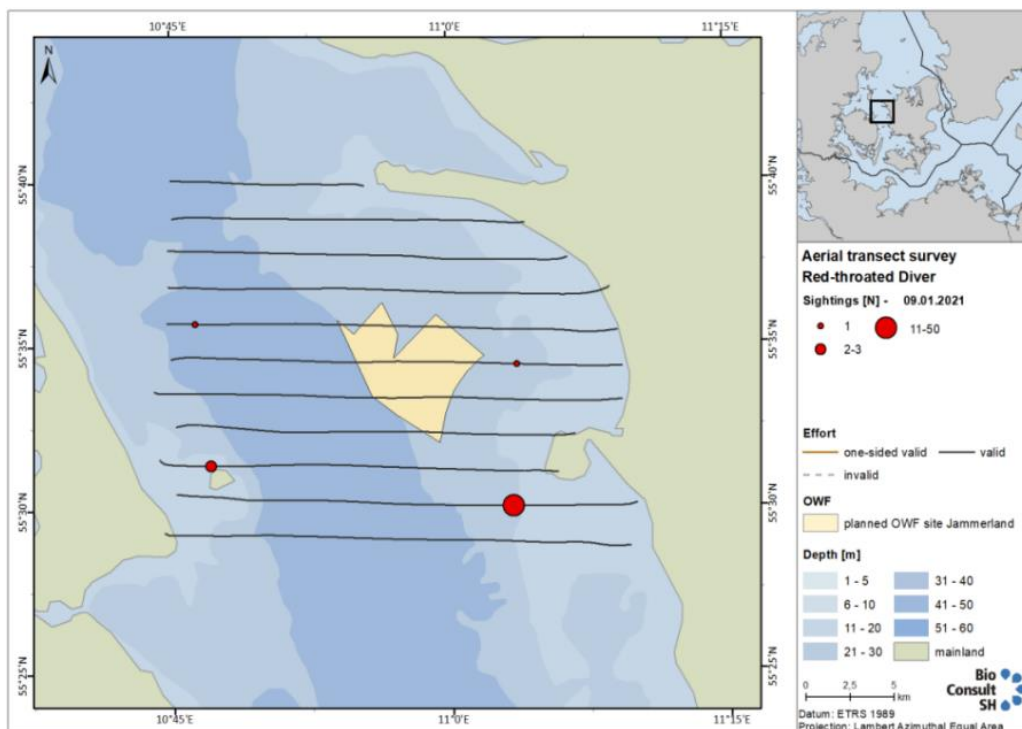
	Lommer	Lappedykkere	Ederfugl	Skarv	Sortand
Januar	65 (22-108)	13 (0-27)	38.288 (8.458-68.117)	458 (403-514)	4.919 (1.262-8.576)
Februar	37 (22-47)	4 (0-13)	18.763 (15.005-23.423)	739 (54-1.799)	5.903 (3.009-9.270)
Marts	257 (22-589)	170 (0-497)	8.426 (6.112-9.997)	700 (97-1.372)	10.359 (656-16.596)
April	131 (0-377)	7 (0-28)	1.903 (1.087-3.873)	329 (65-552)	381 (36-914)
Maj	4 (0-7)	0	1.465 (1.360-1.570)	414 (310-519)	106 (77-134)
Juni	0	0	1.233	334	0
Juli	0	0	5.069	602	571
August	0	0	2.379	641	12
September	29 (0-57)	0	11.716 (5.882-17.551)	399 (322-476)	2.190 (299-4.080)
Oktober	553 (0-1106)	0	46.000 (19.975-72.025)	477 (295-659)	640 (529-750)
November	42 (15-59)	81 (0-311)	32.029 (12.647-62.884)	1.168 (784-1.572)	11.979 (9.205-14.461)
December	7 (0-14)	0	4.589 (925-8.252)	515 (110-920)	12.429 (0-24.857)
	Fløjsand	Alkefugle	Stormmåge	Svartbag	Sølvmåge
Januar	813 (271-1.355)	339 (33-644)	3 (0-7)	7 (5-9)	181 (135-227)
Februar	100 (37-187)	951 (341-1.288)	19 (0-58)	3 (0-5)	500 (175-974)
Marts	744 (592-1.008)	30 (26-36)	391 (20-1.119)	56 (13-142)	349 (138-728)
April	229 (40-534)	9 (0-36)	25 (0-71)	28 (4-79)	176 (91-263)
Maj	457 (40-874)	14 (0-28)	27 (7-47)	20 (13-26)	198 (145-251)
Juni	0	0	14	4	15
Juli	0	22	35	0	278
August	502	130	14	0	10
September	44 (40-47)	265 (186-343)	1.245 (13-2.476)	4	1.092 (66-2.118)
Oktober	122 (18-226)	56 (0-111)	188 (186-190)	28 (0-56)	334 (189-478)
November	549 (99-1.452)	345 (0-1.190)	34 (14-67)	48 (5-164)	452 (113-790)
December	381 (0-762)	35 (0-71)	257 (7-507)	8 (8-9)	82 (0-165)

Lommer opholder sig især i optællingsområdet efterår og forår, med flest fugle optalt i oktober 2014 og marts 2015, hvor henholdsvis 122 og 92 fugle blev observeret, og det er beregnet, at henholdsvis 1.106 og 589 fugle opholdt sig i hele optællingsområdet. De øvrige år og måneder er antallet markant lavere. Rødstrubet lom er langt den almindeligste lom i området, og da lommer er vanskelige at kende fra hinanden fra fly, er det konservativt antaget, at alle lommer i optællingsområdet er rødstrubet lom.

Områdets betydning for lommer synes at variere betydeligt mellem årene, men i alle årene var antallet klart under det internationalt anerkendte kriterium for udpegning af vigtige områder for rødstrubet lom. Det vurderes derfor, at optællingsområdet ikke er af international betydning for lommer.



Figur 3-4 Fordeling af rødstrubet lom i optællingsområdet i oktober 2014 (Orbicon, 2018b).



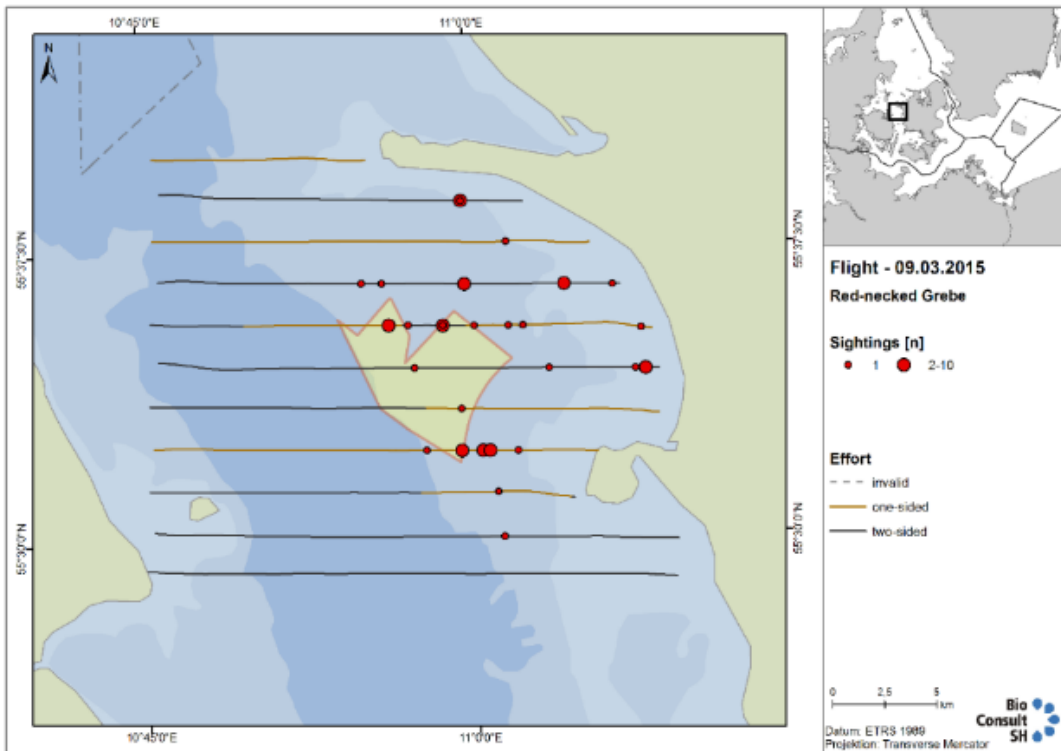
Figur 3-5 Fordeling af rødstrubet lom i optællingsområdet den 9. januar 2021 (BioConsult SH, 2023)

Gråstrubet lappedykker var i 2014-2015 den talrigeste lappedykker-art i optællingsområdet, med henholdsvis 23 fugle observeret i november og 44 fugle i marts og med et beregnet antal for hele optællingsområdet på henholdsvis 311 og 497 fugle i de to måneder, under antagelse af, at alle observerede lappedykkere var gråstrubet lappedykker. Alle andre år og måneder er antallet af lappedykkere markant lavere.

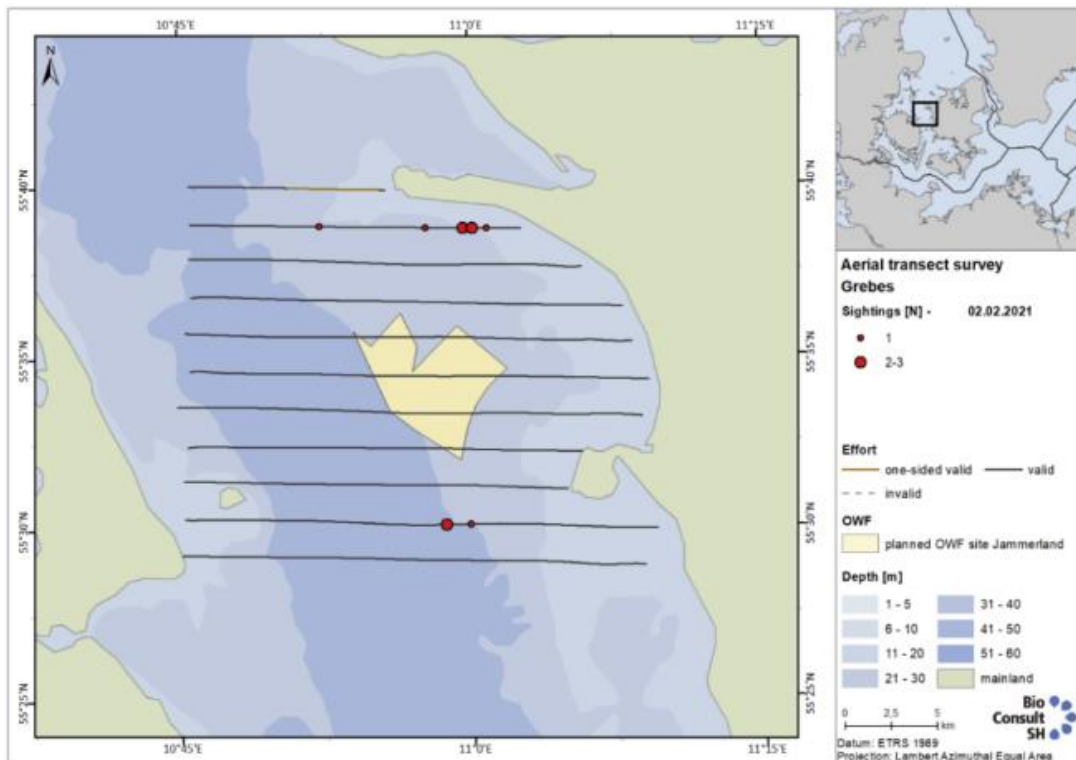
De største antal gråstrubet lappedykker blev registreret ved tællingen primo marts 2015, en årstid hvor arten ofte ses i relativt store tal i kystnære områder inden indtrækket til ynglepladserne i ferskvand. I overensstemmelse hermed blev arten under tællingerne i 2014-2015 primært observeret i den østlige del af optællingsområdet (Orbicon, 2018b). Figur 3-6 Antallet af rastende fugle i undersøgelsesområdet var i marts 2015, under antagelse af, at alle lappedykkere i området var gråstrubet lappedykker, i en størrelsesorden nær 1 % kriteriet (500 fugle) for internationalt betydningsfulde forekomster. Dette var det eneste tidspunkt og dermed ikke tilfældet de øvrige år og måneder.

Der er observeret få individer der kunne artsbestemmes til *toppet lappedykker*, med flest (14 fugle) i september 2020.

Områdets betydning for lappedykkere og fuglenes fordeling i området varierer betydeligt mellem årene, men på baggrund af tællingerne vurderes det, at det samlede optællingsområde kun helt undtagelsesvist (og med en konservativ antagelse om at alle lappedykkere er gråstrubet lappedykker) rummer forekomster af gråstrubet lappedykker, der nærmer sig international betydningsfulde forekomster.



Figur 3-6 Antal og fordeling af gråstrubet lappedykker i optællingsområdet den 9. marts 2015 (Orbicon, 2018b).



Figur 3-7 Antal og fordeling af lappedykkere i optællingsområdet den 2. februar 2021 (BioConsult SH, 2023).

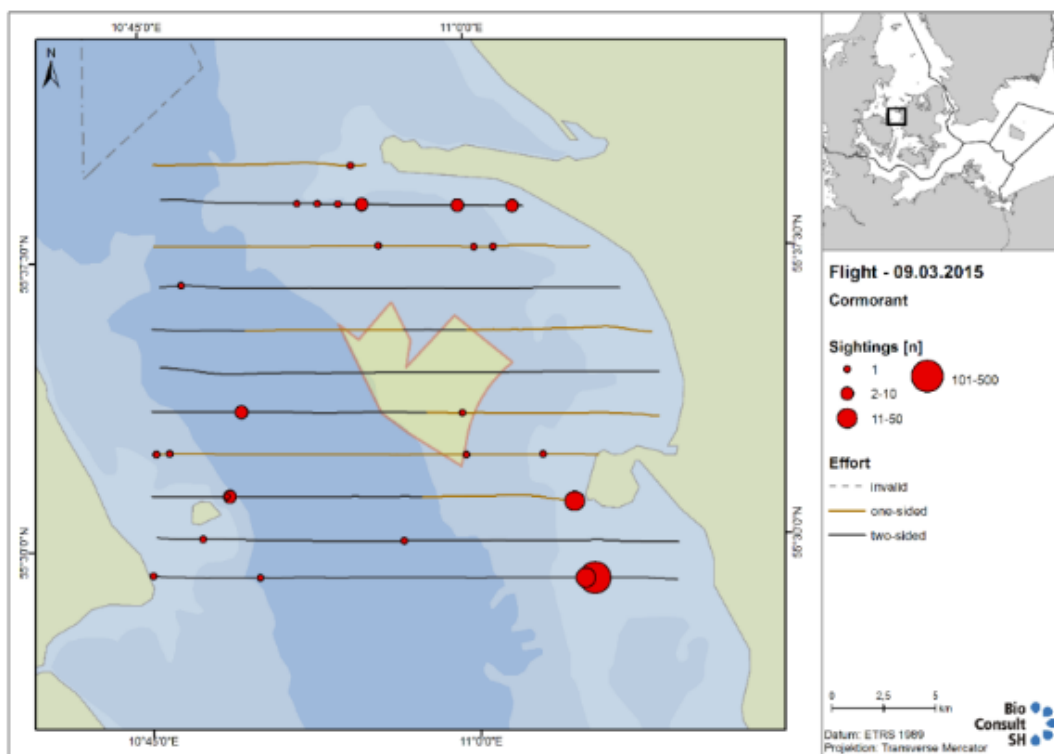
Skarven er vidt udbredt som ynglefugl i Danmark såvel som i vores nabolande, og arten er også en talrig trækfugl i danske farvande. Ynglefuglene er af underarten mellemskarv, *P. c. sinensis*, mens de skarver, der

optræder udenfor yngletiden udgøres af en blanding af såvel danske fugle som trækfugle fra Norge (herfra primært tilhørende underarten storskarv, *P. c. carbo*), Sverige, Tyskland samt øvrige yngleområder omkring Østersøen.

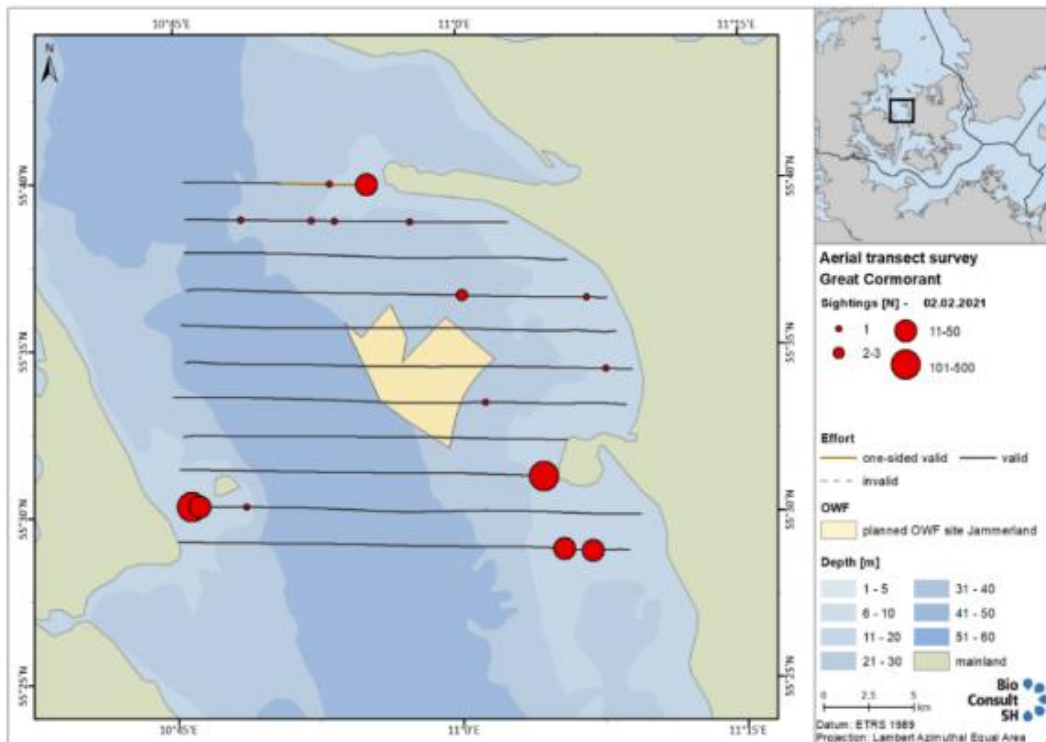
I hele optællingsområdet blev antallet af skarv beregnet til op til 1.800 fugle i februar 2021 og 1.600 fugle i november 2020. I ingen af årene blev der i nævneværdigt omfang registreret skarver i projektområdet.

Den biogeografiske bestand, som de skarver, der raster i de danske farvande tilhører, tæller ca. 700.000-800.000 fugle (sum af underarterne *P. c. carbo* og *sinensis*).

På den baggrund vurderes det, at antallet af skarver i optællingsområdet er væsentligt under 1 % kriteriet for internationalt betydende forekomster (Tabel 3.1.4-6).



Figur 3-8 Antal og fordeling af skarv i optællingsområdet d. 9. marts 2015 (Orbicon, 2018b).



Figur 3-9 Antal og fordeling af skarv i optællingsområdet d. 2. februar 2021 (BioConsult SH, 2023)

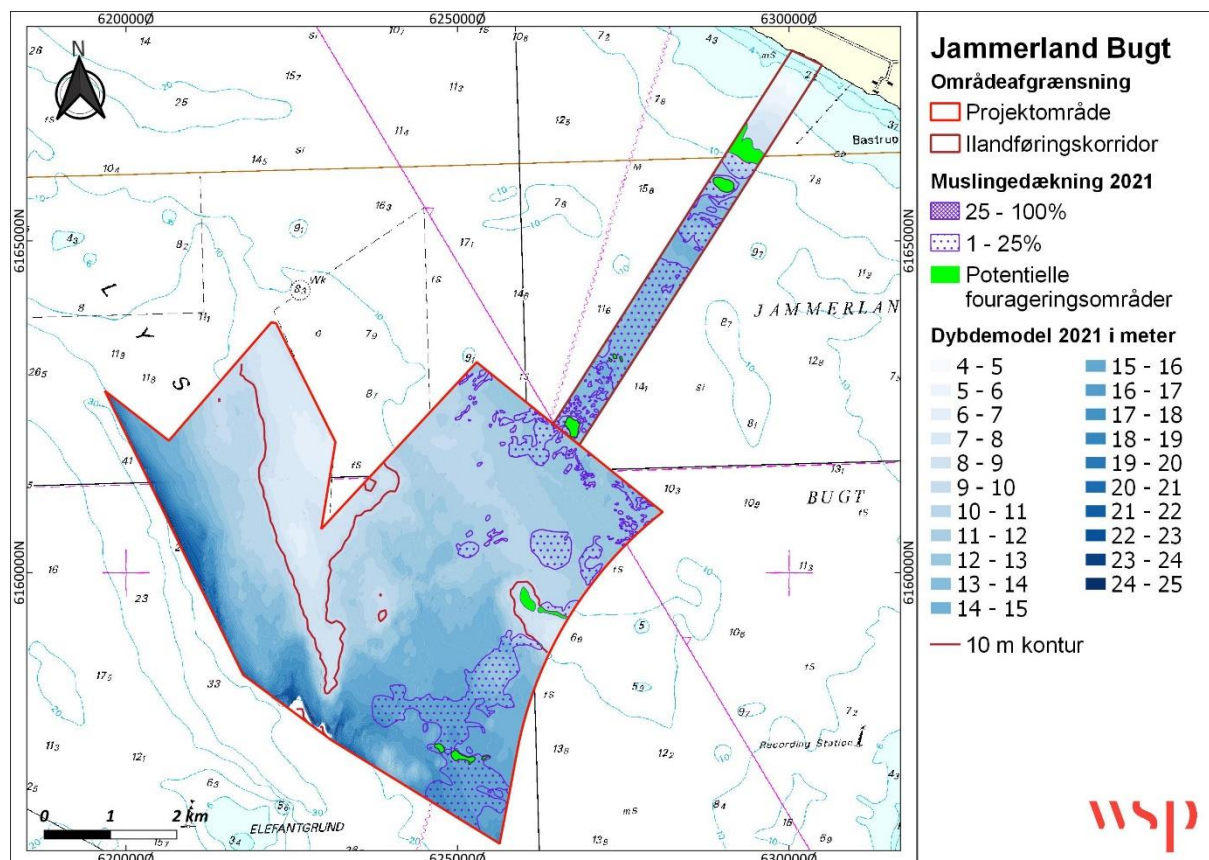
Ederfugl var i både 2014-2015 og 2020-2022 den klart talrigeste art i optællingsområdet.

På baggrund af resultaterne af flytællingerne i 2014-2015 og 2020-2022 er det beregnet, at op til 68-72.000 ederfugle, svarende til ca. 12 % af den biogeografiske bestand, rastede inden for optællingsområdet i oktober 2014 og januar 2022. På de senere tællinger (2020-2022) er der generelt, bortset fra januar 2022, registreret færre ederfugle end på de tidlige (2014-2015). Dette afspejler formodentlig artens generelle tilbagegang som vintergæst i de danske farvande, hvor optællinger ved bl.a. Hyllekrog på Lollands sydkyst, hvor hovedparten af de danske vintergæster passerer om foråret, er registreret en tilbagegang fra ca. 410.000 fugle i 2009-2012 til 228.000 i 2017 (Berg & Bregnballe, 2020). Antallet af ederfugle i optællingsområdet er dog markant over 1 % kriteriet på 7.200 fugle ved adskillige tællinger i både perioden 2014-2015 og 2020-2022. Særligt i januar-marts og september-oktober opholder mange ederfugle sig i optællingsområdet i det nordlige Storebælt.

Flytællingerne viser, at især havområderne sydvest for Asnæs, omkring Romsø og syd for Reersø er vigtige for ederfugle mens færre fugle opholder sig i projektområdet (Figur 3-13 til Figur 3-12). De foretrukne steder er i vid udstrækning sammenfaldende med områder med høje tætheder af blåmuslinger på havbunden (Orbicon, 2018b), som er de overvintrende ederfugles foretrukne føde i de danske farvande.

Epifauna undersøgelser gennemført i det større undersøgelsesområde i 2014 og det mindre projektområde i 2021 (se baggrundsrapporten (WSP, 2022a) hvor resultaterne af de to undersøgelser er sammenlignet) viste en begrænset og fragmenteret udbredelse af blåmuslinger i projektområdet, men en højere dækning i de dele af det oprindelige undersøgelsesområde, som efterfølgende blev fravalgt (nord og nordøst for projektområdet). Indenfor det nuværende projektområde og ilandføringskorridoren findes der således ingen områder med 25-100 % dækning af blåmuslinger og en vanddybde på under 10 meters dybde. Fugleundersøgelser har vist, at ederfugle primært fouragerer på vanddybder <10 m (Petersen et al., 2010).

Områder med 1-25 % muslingedække og vanddybder på under 10 meter og områder med >25 % muslingedække og vanddybde på 10-20 meter (ca. 25 % af ederfugle fouragerer i områder med dybder på 10 – 20 m (Petersen et al., 2010)). udgør mindre end 0,5 km², svarende til ca. 1 % af arealet i projektområdet og ilandføringskorridoren. (Ovenstående samt nedenstående figur som viser udbredelsen af de potentielle fourageringsområder for dykænder inden for projektområdet fremgår af afsnit 8.6 Marin flora og fauna, som der henvises til).



Figur 3-10 Potentielle fourageringsområder for dykænder i projektområdet og ilandføringskorridoren.

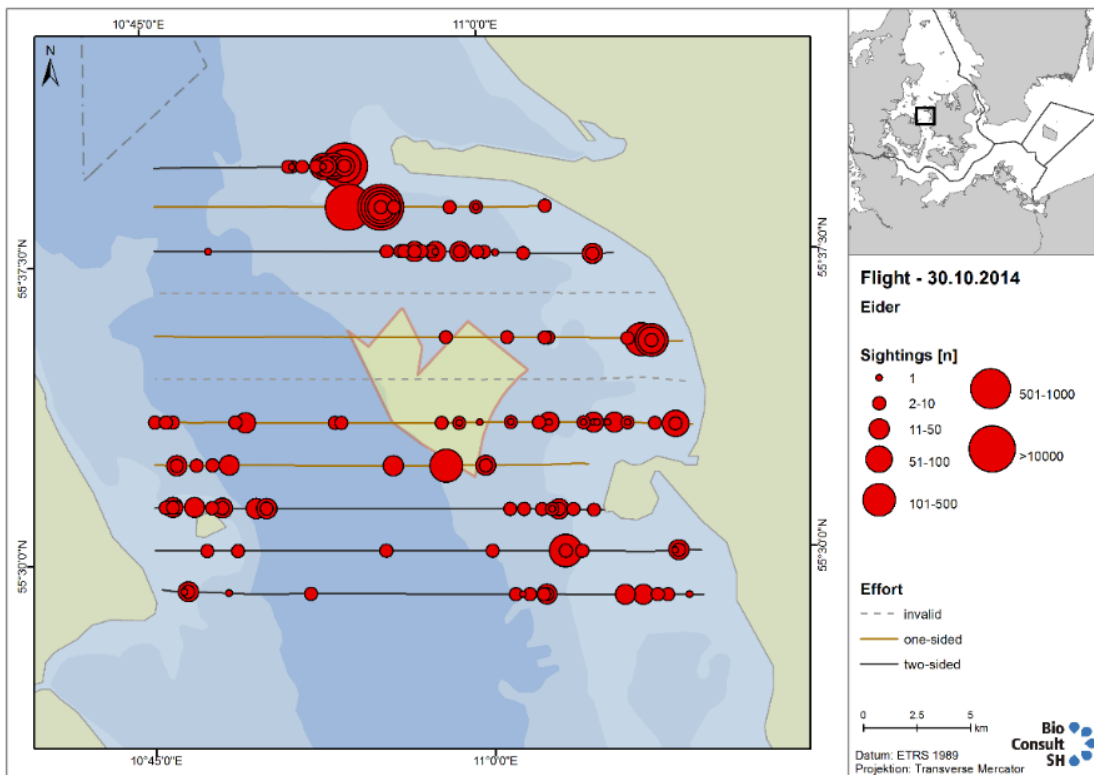
Det lave antal ederfugle i specielt den vestlige del af projektområdet vurderes således at skyldes de lave tætheder af blåmuslinger, der er registreret ved de marinbiologiske undersøgelser i 2014 og 2021.

De store forekomster af ederfugle i optællingsområdet er begrænset til efterårs- og vintermånederne, mens antallet i forår og sommer er lavere. Arten forekommer i området året rundt, idet et mindre antal ederfugle også benytter det nordlige Storebælt som fældningsområde fra slutningen af juni til september.

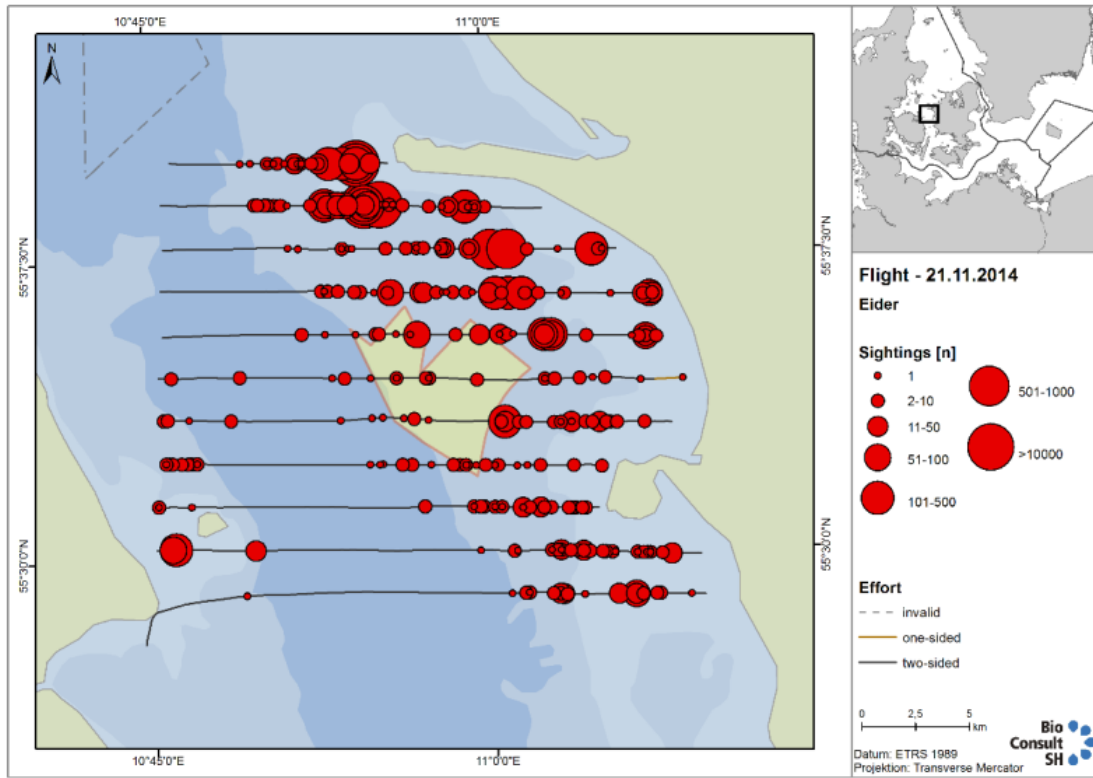
Ederfugl står opført som "EN" = Truet på IUCN' s internationale rødliste og som "NT" = Næsten Truet på den danske rødliste (Institut for ecoscience , 2019).

I forbindelse med Artikel 127 afrapporteringen i 2019 (Fredshavn, et al., 2019) blev bestandsudviklingen for ederfugl i den lange tidsperiode fra 1968-2020 vurderet som usikker og den korte periode 2004-2020 som stabil, muligvis med en mindre tilbagegang, med en del årlige variationer. Ved den seneste midvintertælling i 2020 blev der estimeret 428.700 overvintrende ederfugle i Danmark (Holm, et al., 2021), Figur 3-16.

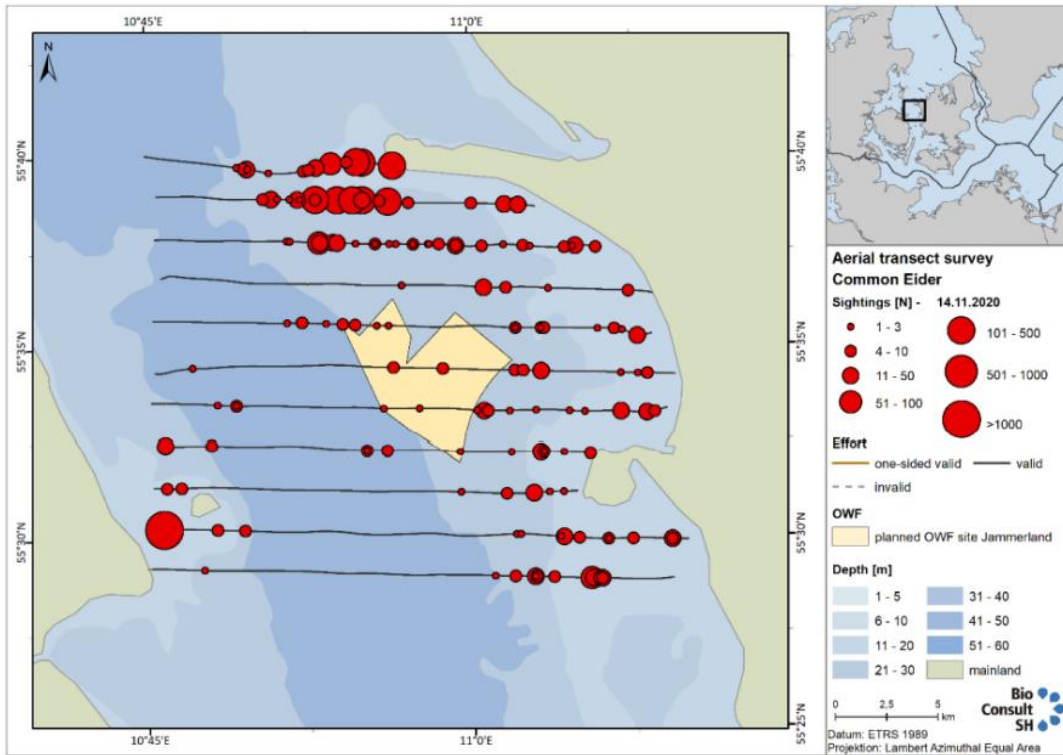
Den delbestand af ederfugle, som de danske fugle tilhører, estimeres til at være på 560.000 – 920.000 fugle (Wetlands International, 2022).



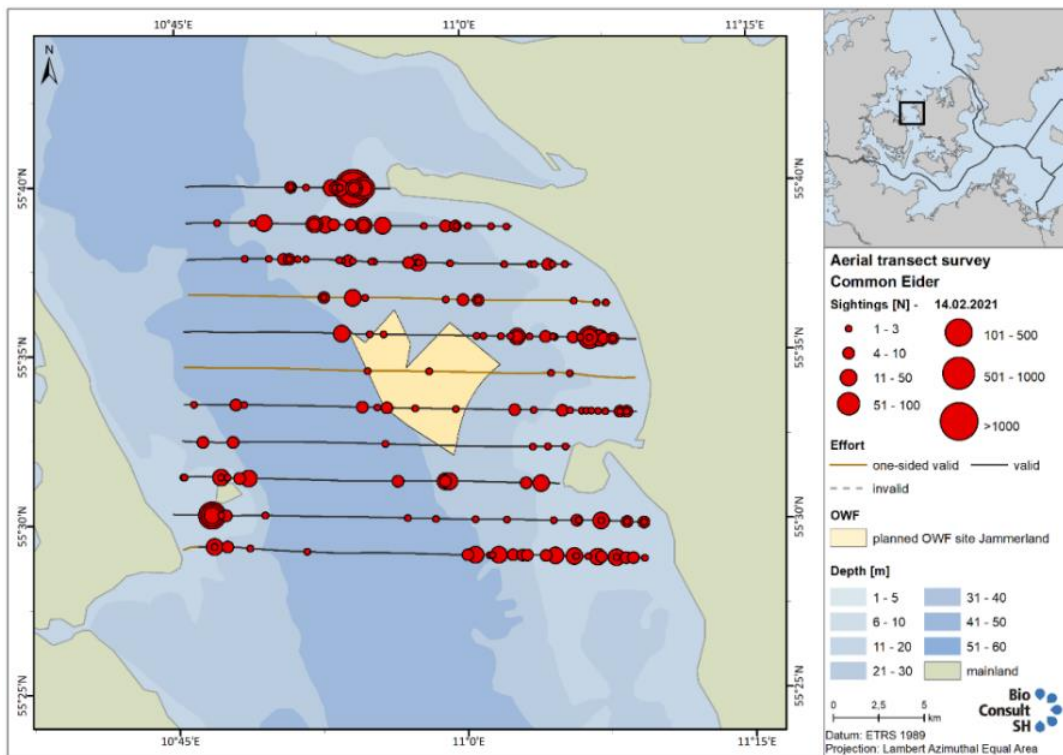
Figur 3-11 Antal og fordeling af ederfugle i optællingsområdet d. 30. oktober 2014 (Orbicon, 2018b).



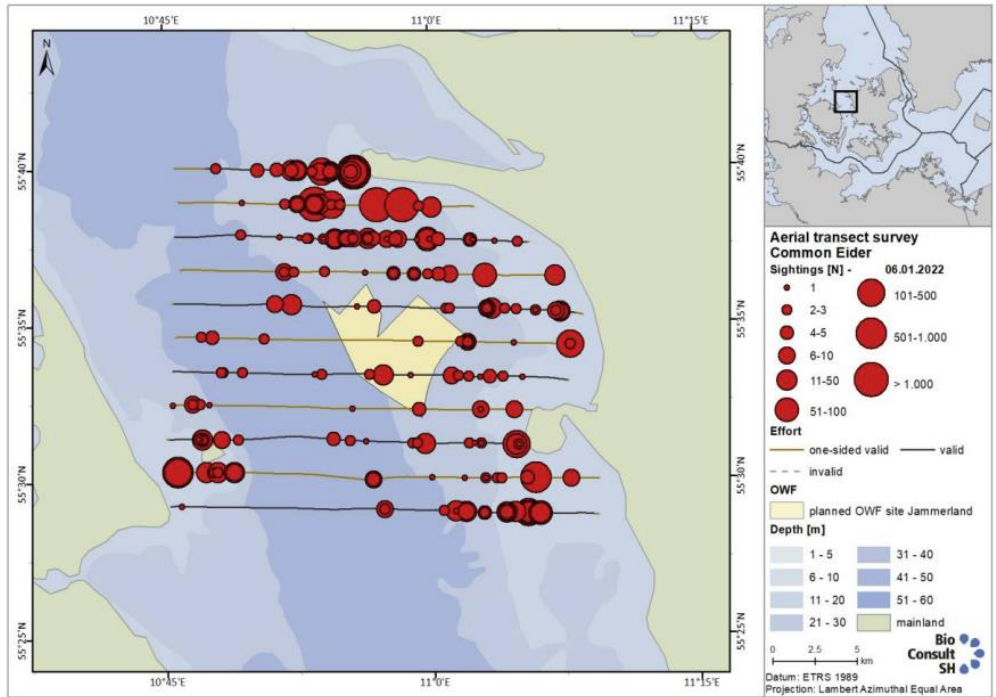
Figur 3-12 Antal og fordeling af ederfugle i optællingsområdet d. 21. november 2014 (Orbicon, 2018b).



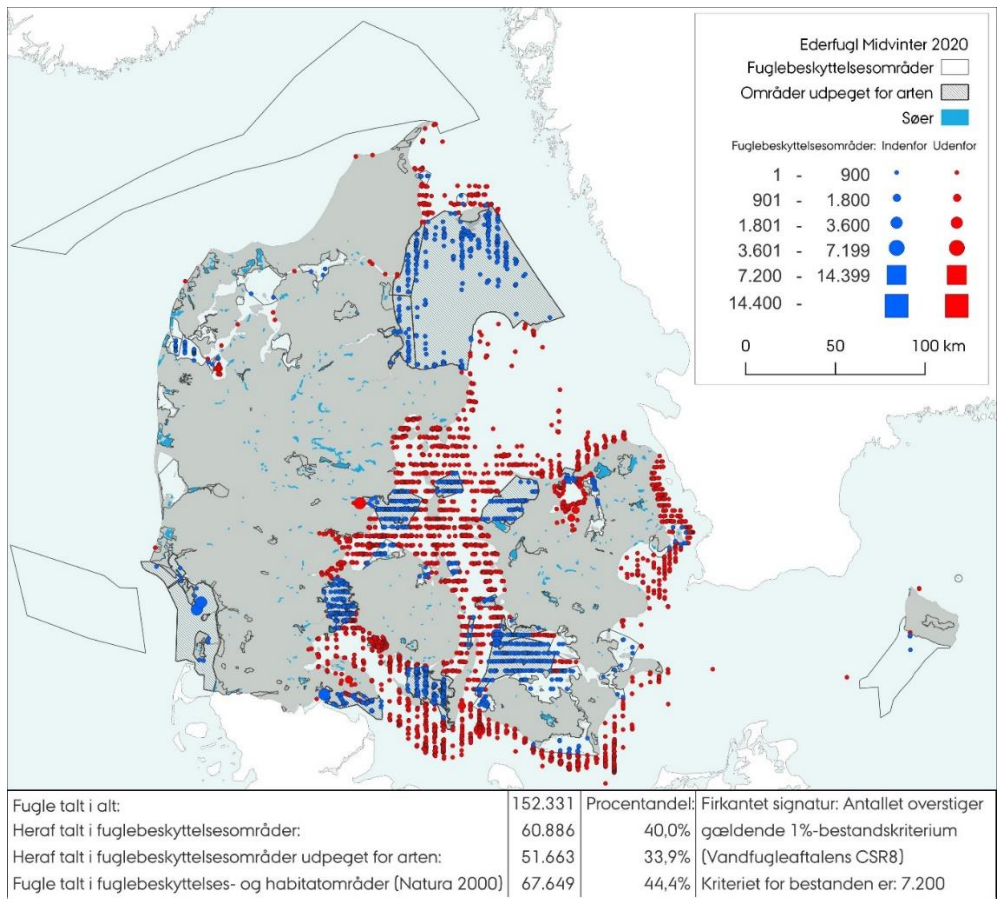
Figur 3-13 Antal og fordeling af ederfugle i optællingsområdet d. 14. november 2020 (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-14 Antal og fordeling af ederfugle i optællingsområdet d. 14. februar 2021 (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-15 Antal og fordeling af ederfugle i optællingsområdet d. 6. januar 2022. (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-16. Fordeling af de 152.331 ederfugle optalt i forbindelse med midvintertællingen i 2020 (Holm, et al., 2021)

Sortand er næst efter ederfugl den talrigeste art observeret på flytællingerne i både 2014-2015 og 2020-2022. I 2014-2015 blev de fleste sortænder registreret i november, hvor i alt 2.574 fugle blev optalt på transekterne. I 2020-2022 blev der observeret næsten 10.000 sortænder d. 13. december 2020 og 7.500 sortænder d. 23. marts (BioConsult SH, 2023). Det høje tal i december falder sammen med tidspunktet for hovedtrækket ind i de danske farvande (Kayser & Jensen, 2022), og det lavere tal i de følgende måneder kunne tyde på, at mange af sortænderne kun har opholdt sig i optællingsområdet kortvarigt, inden de er fortsat trækker mod Kattegat og Nordsøen. Også det høje antal i slutningen af marts falder sammen med det tidspunkt, hvor mange sortænder trækker gennem de danske farvande, dog den modsatte vej ind i Østersøen.

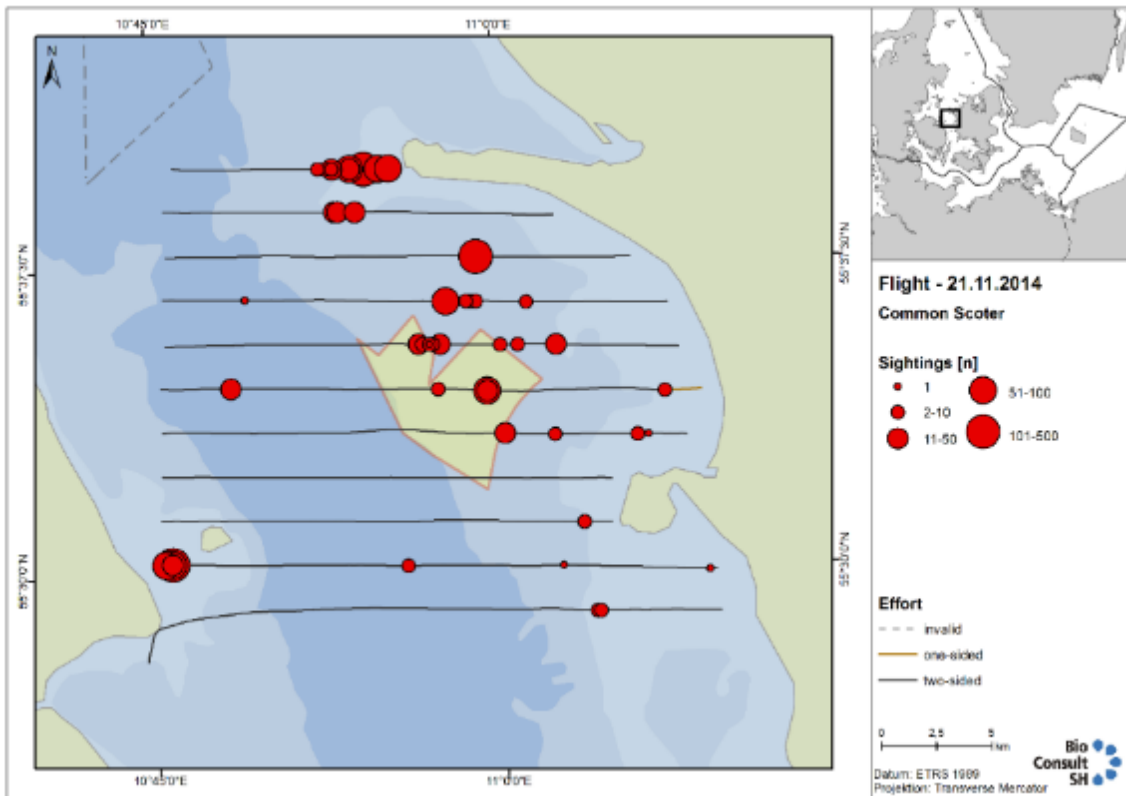
Beregnet som et gennemsnit for alle tællinger overstiger det beregnede antal sortænder i optællingsområdet 1 % kriteriet (7.500 fugle) i marts og november-december.

Fordelingen af sortænder i optællingsområdet var i 2014-2015 nogenlunde sammenfaldende med fordelingen af ederfugle, med særligt store antal ved Asnæs og i området nord og nordøst for projektområdet (Figur 3-17). Dette kan skyldes tilstedeværelse af højere dækningsgrader for muslinger i dette område end i projektområdet (inkl. egentlige muslingebanker med dækningsgrad over 25 % på lavt vand (WSP, 2022a).

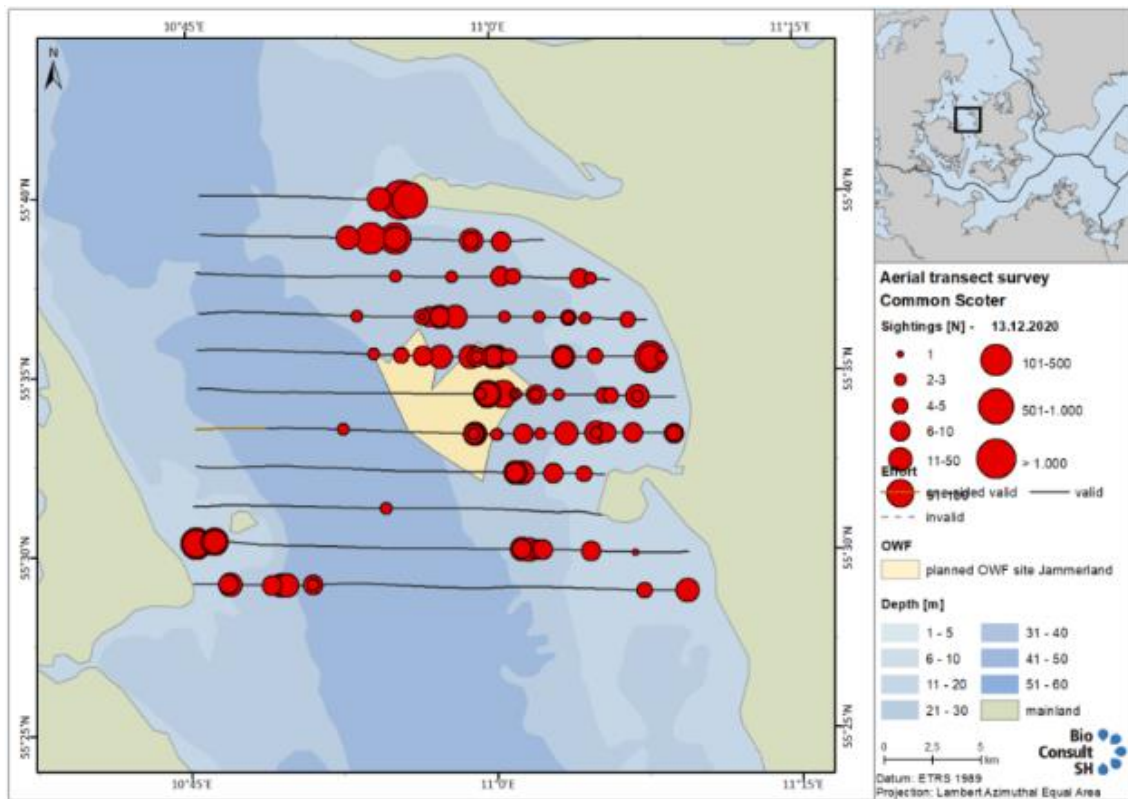
Et tilsvarende mønster sås ikke i 2020-2022 (Figur 3-18 til Figur 3-21), hvor sortænderne var mere jævnt fordelt i de lavvandede områder i Jammerland Bugt, øst for sejlrenden midt i Storebælt. Sortænderne blev især observeret i den nordlige og østlige del af projektområdet, men på optællingen d. 23. marts 2021 (Figur 3-20) opholdt et stort antal sortænder sig i hele Jammerland Bugt, herunder også i det meste af projektområdet.

Ligesom for ederfugl er muslinger en foretrukket spise for sortænder. Primært når muslingerne findes på dybder under 10 meter, men 15-18 % (baseret på fugleobservationer) af sortænder, dykker ned i dybdeintervallet 10-14 m (Petersen l. , et al., 2010). Sådanne områder findes kun i begrænset omfang i projektområdet (under 0,5 km², svarende til 1% af projektområdet), og kun i ilandføringskorridoren og den østlige del af projektområdet (se Figur 3-10 og uddybende beskrivelser i afsnit 8.6 marin flora og fauna).

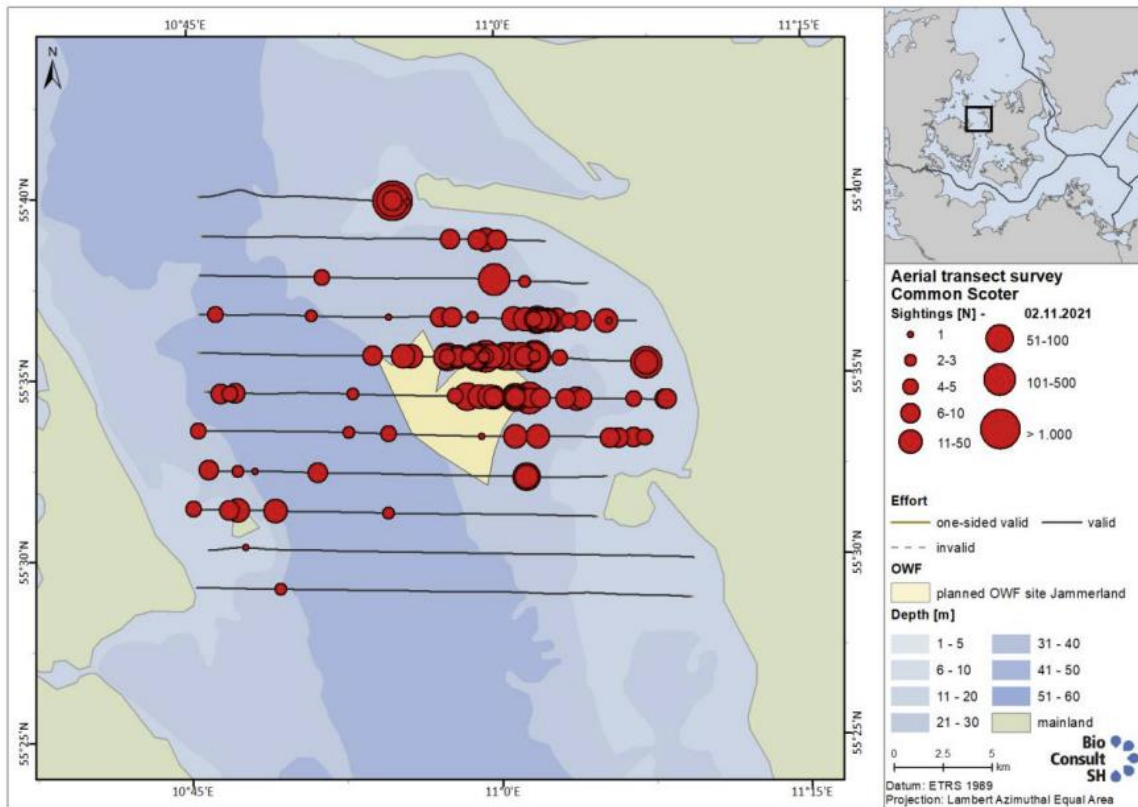
Da der er tale om relativt små områder med høje muslingetætheder i projektområdet, er det sandsynligt at sortænderne kun opholder sig i en kortere periode inde i projektområdet, før føderessourcerne er udnyttet.



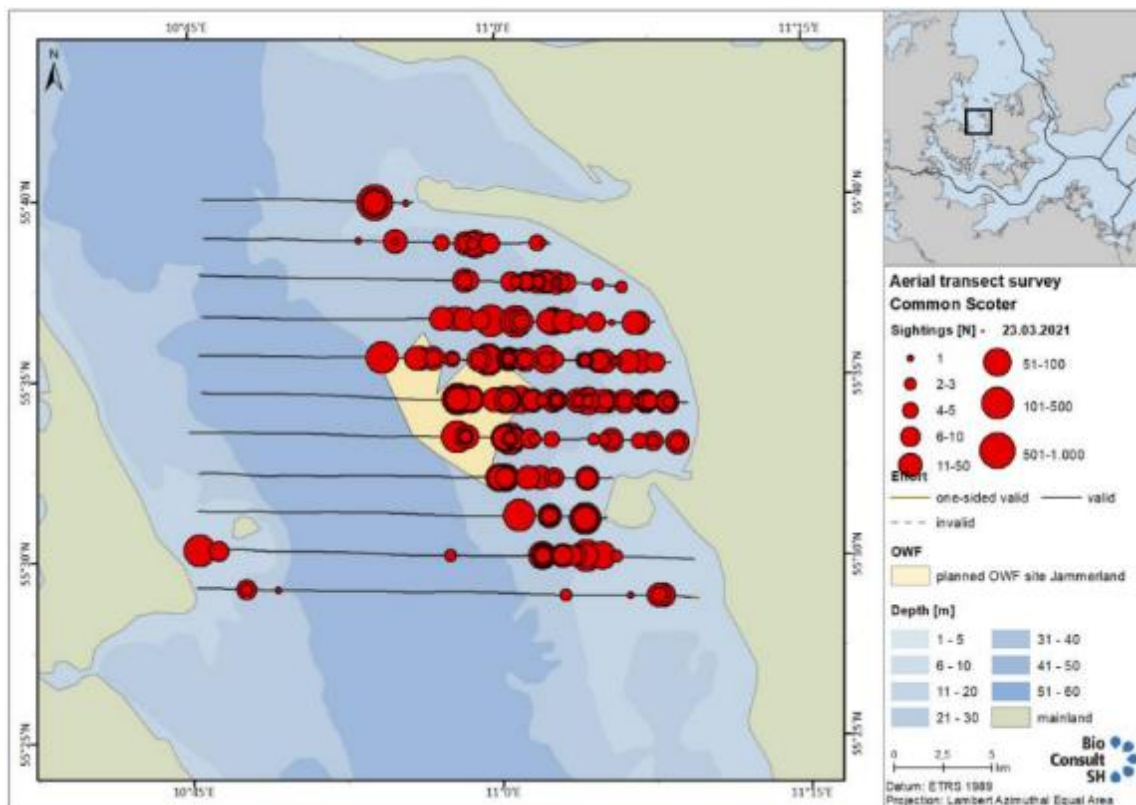
Figur 3-17 Antal og fordeling af sortænder i optællingsområdet d. 21. november 2014 (Orbicon, 2018b).



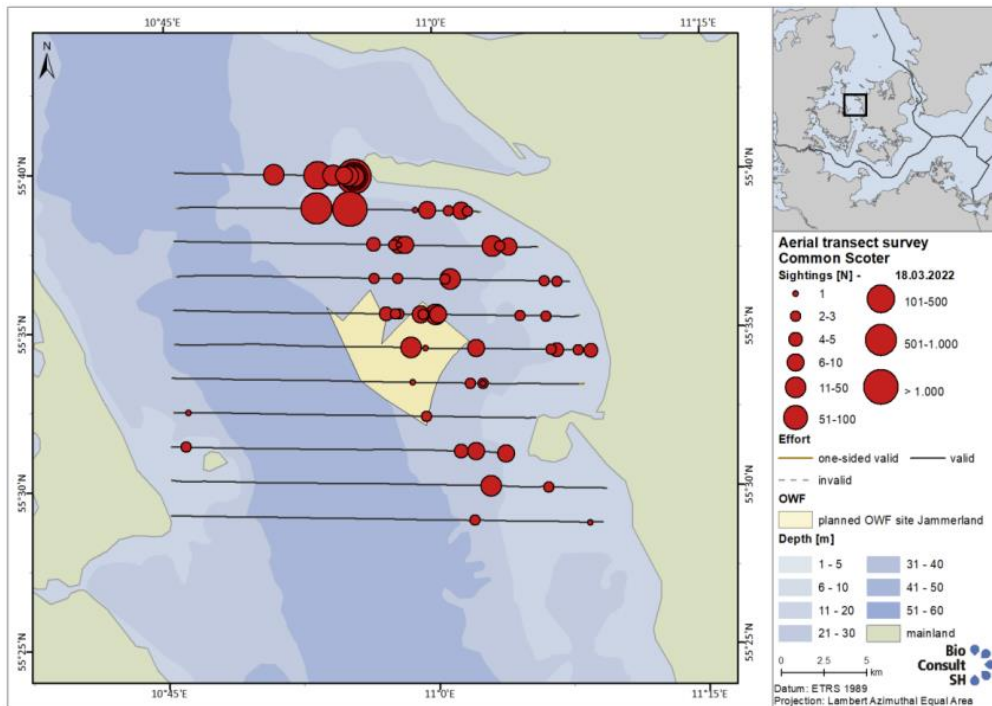
Figur 3-18 Antal og fordeling af sortænder i optællingsområdet d. 13. december 2020 (BioConsult SH, 2023).



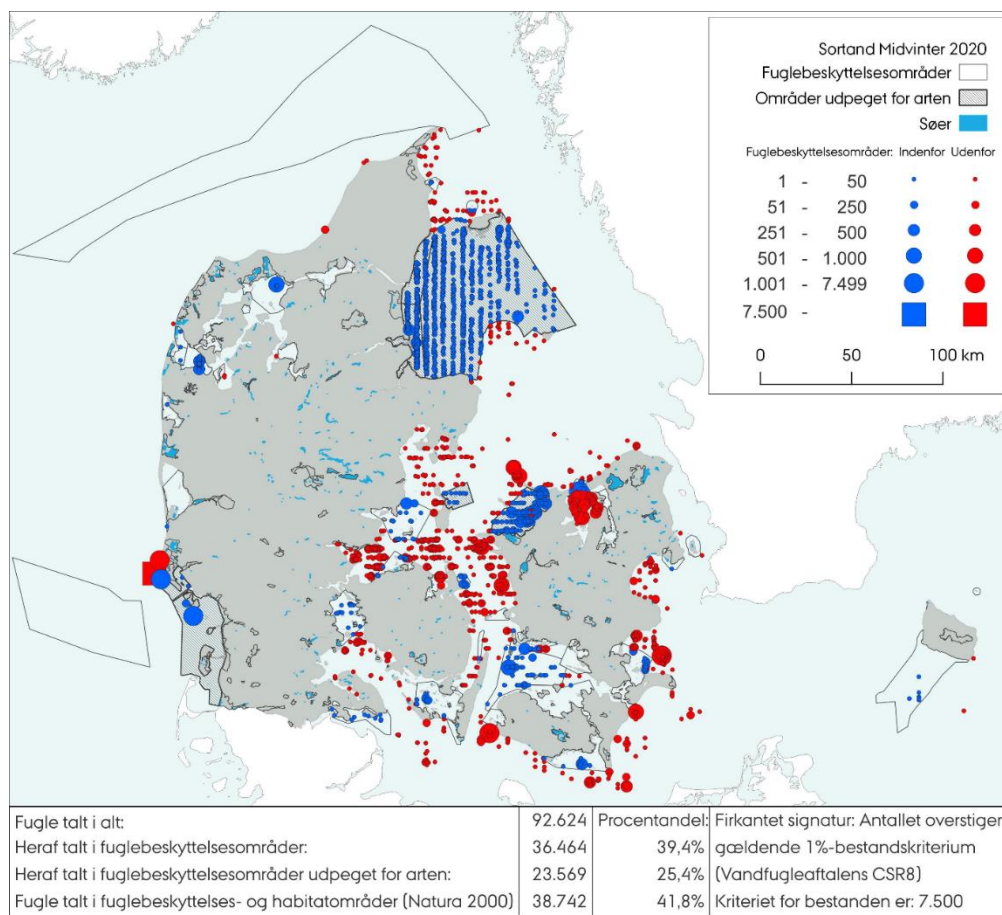
Figur 3-19 Antal og fordeling af sortænder i optællingsområdet d. 2. november 2021 (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-20 Antal og fordeling af sortænder i optællingsområdet d. 23. marts 2021 (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-21 Antal og fordeling af sortænder i optællingsområdet d. 18. marts 2022. (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-22 Fordeling af 92.624 sortænder på midvintertællingen i 2020 (Holm, et al., 2021)

De danske farvande udgør det absolut vigtigste overvintringsområde for den vesteuropæiske vinterbestand af sortand, idet 50-75 % af denne bestand opholder sig i danske farvande. Tidligere primært i Kattegat og Nordsøen ud for Vadehavet, men i de senere år mere spredt i de danske farvande (Figur 3-22). Henholdsvis 500.000 fugle i Kattegat og 100.000 fugle i Nordsøen ud for Vadehavet kan forekomme (DOF-basen, 2021). På IUCN's internationale rødliste står sortand opført som "LC", dvs. ikke truet, men på den seneste danske rødliste (Institut for ecoscience, 2019) står sortand som trækfugl opført som "DD" (Data Deficient), dvs. at der ikke er tilstrækkelige data til at vurdere artens status.

I forbindelse med Artikel 17 afrapporteringen i 2019 (Fredshavn, et al., 2019) blev bestandsudviklingen i den lange tidsperiode fra 1987-2016 vurderet som usikker og i den korte periode 2004-2017 som faldende. I den kortere tidshorisont tyder data på, at den overvintrende bestand i de indre danske farvande er faldet fra 400.000 fugle i 2008 til under 200.000 i både 2013 og 2016 og i 2020 omkring 200.000.

En del af variationen kan dog skyldes, at fuglene flytter rundt og ikke er begrænset af landegrænser. F.eks. befinder fuglene i den store bestand i den sydlige Nordsø sig til dels i tyske farvande, som ikke dækkes af de danske optællinger (Holm, et al., 2021).

Bestandsestimater for den Nordvesteuropæiske bestand af sortand er 687.000-815.000 fugle (Wetlands International, 2022). Det faktiske antal fugle i bestanden kan dog være højere end dette estimat, da artens primære overvintringsområde ikke er optalt på en koordineret måde, og da landstotaler fra de enkelte lande indikerer højere antal. Der blev f.eks. i efterårssæsonen 2019 registreret 923.981 trækkende fugle alene ved Kap Pöösaspea i Estland (Ellermaa & Lindén, 2020), og da arten også kan trække om natten, er det sandsynligt, at flywaybestanden er højere end estimatet fra 2018 (Holm, et al., 2021). Træktællinger i Estland i perioden 2004-2019 har dokumenteret at et markant stigende antal sortænder fra den store russiske ynglebestand trækker ind i Østersøen (Ellermaa & Lindén, 2020). Det faldende antal, der tilsyneladende overvintrer i danske farvande i den samme periode, kunne tyde på, at flere og flere af sortænderne vælger at overvintre i selve Østersøen, måske på grund af den stadig mindre udbredelse af is om vinteren.

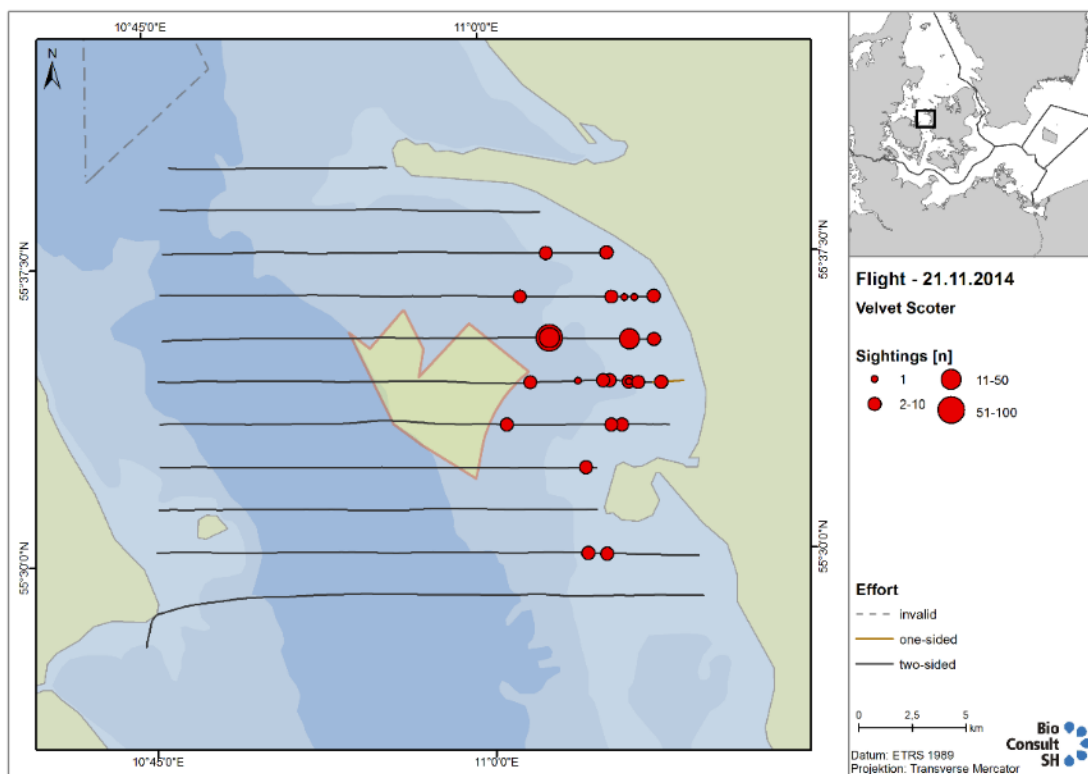
Jammerland Bugt hvor projektområdet ligger er ikke tidligere identificeret som et betydningsfuldt rasteområde for sortand. I 2015 udgav Dansk Ornitologisk Forening (DOF) en rapport med titlen "Status og udviklingstendenser for Danmarks Internationale vigtige fugleområder (IBA' er = "Important Bird Areas"), som ikke nævner Jammerland Bugt. Rapporten var en del af et større BirdLife-projekt, der på globalt plan udpeger og beskriver områder af stor betydning for fugleforekomster (Wetlands International, 2022).

DCE (Aarhus Universitet) gennemførte i 2016 en evaluering af rapporten med henblik på at vurdere behovet for at udpege nye danske fuglebeskyttelsesområder, herunder om områder udenfor både de udpegede IBA-områder og fuglebeskyttelsesområder kunne kvalificere til udpegning af nye fuglebeskyttelsesområder for ikke-ynglende arter. Heller ikke i denne rapport identificeres Jammerland Bugt som et område af international betydning for sortand eller andre arter af rastende vandfugle (Petersen, Nielsen, & Clausen, 2016).

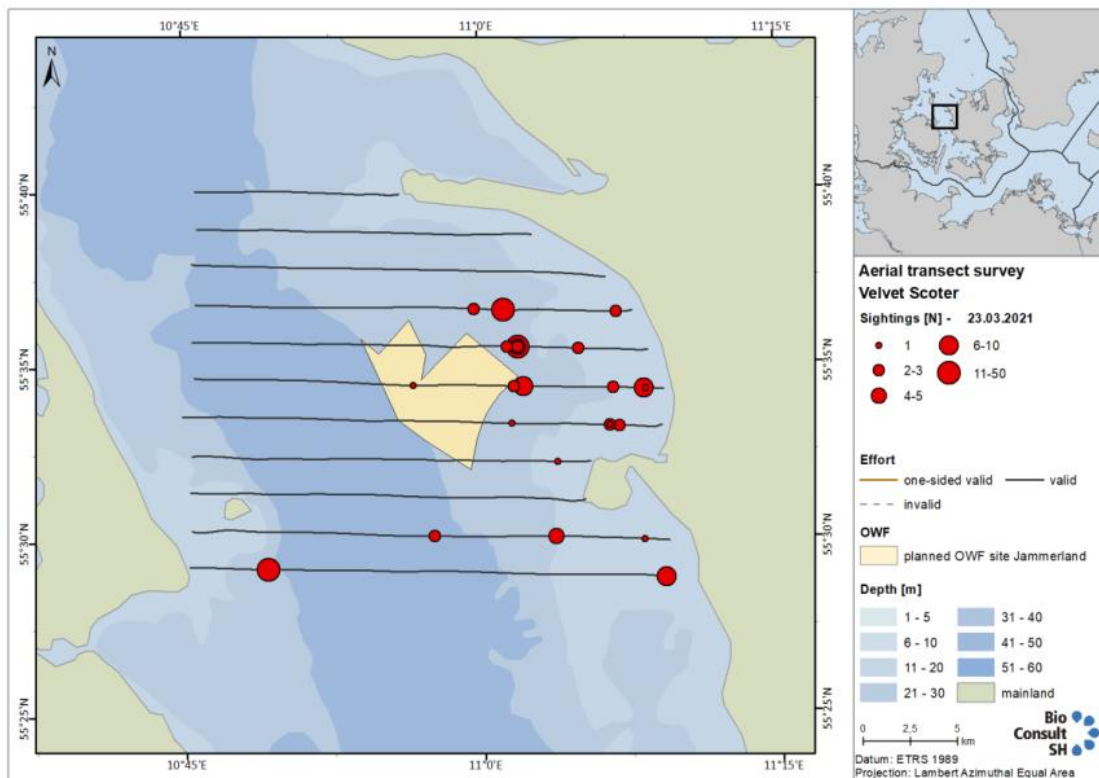
Det højere antal sortænder, der er optalt i 2020-2022, sammenlignet med 2014-2015 tyder på, at i takt med, at sortænderne i de senere år er begyndt at overvintre mere spredt i de danske farvande, opholder flere fugle sig nu i det nordlige Storebælt over vinteren, og især opholder der sig (formentligt kortvarigt) store antal i forbindelse med forårs- og efterårstrækket.

Fløjlsand blev fundet i relativt lave antal ved de fleste af flytællingerne. Det højeste antal observerede fløjlsænder i optællingsområdet var 256 fugle d. 21. november 2014, 155 fugle d. 15. maj 2021 og 1.046 fugle i januar 2022. Det største beregnede antal fløjlsænder i optællingsområdet er i størrelsesordenen 1.300-1.400 fugle (Tabel 3.1.3-). I modsætning til ederfugl og sortand blev størstedelen af fløjlsænderne i begge sæsoner registreret udenfor projektområdet og relativt kystnært i selve Jammerland Bugt (Figur 3-23 til Figur 3-25Figur 3-24Figur 3-23).

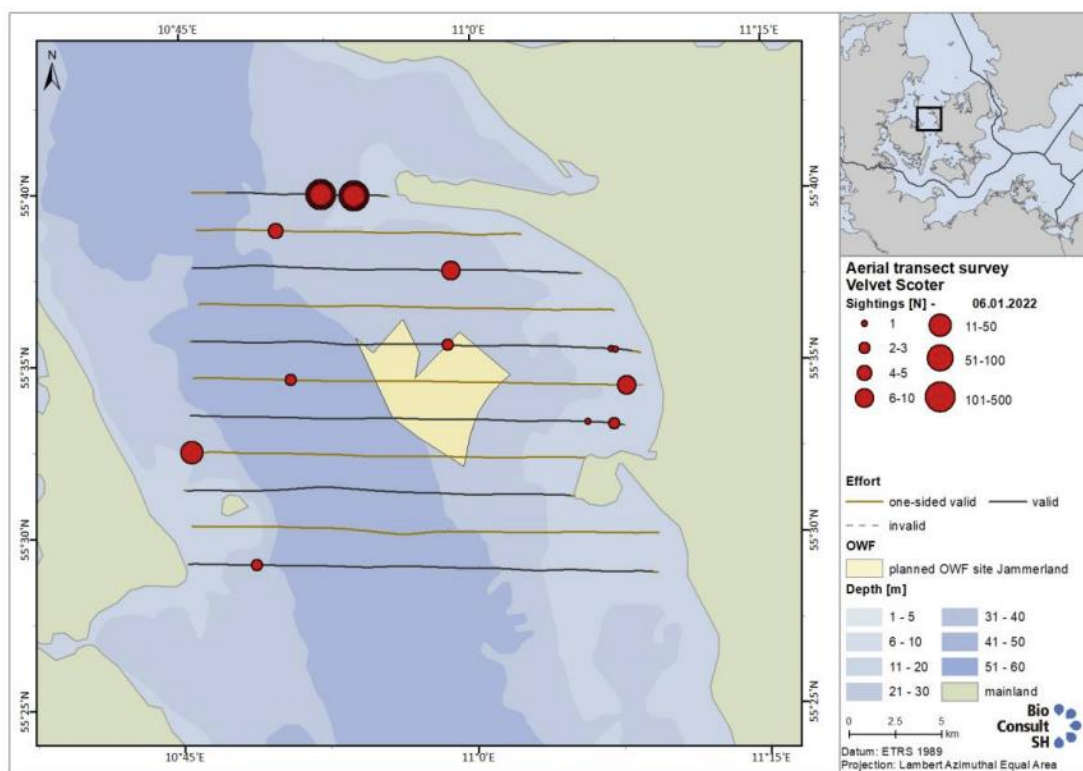
Det beregnede, maksimale antal rastende fløjlsænder i optællingsområdet er væsentligt under 1 % kriteriet for en internationalt betydende forekomst (4.000 fugle). På det foreliggende grundlag vurderes Jammerland Bugt derfor ikke at være af international betydning for fløjlsand. Fløjlsand står opført som "VU" = Sårbar på IUCN' s internationale rødliste og som "NT" = Næsten Truet på den danske rødliste (Institut for ecoscience , 2019).



Figur 3-23 Antal og fordeling af fløjlsænder i optællingsområdet d. 21. november 2014 (Orbicon, 2018b).



Figur 3-24 Antal og fordeling af fløjsænder i optællingsområdet d. 23. marts 2021 (BioConsult SH, 2023).



Figur 3-25 Antal og fordeling af fløjsænder i optællingsområdet d. 6. januar 2022. (BioConsult SH, 2023)

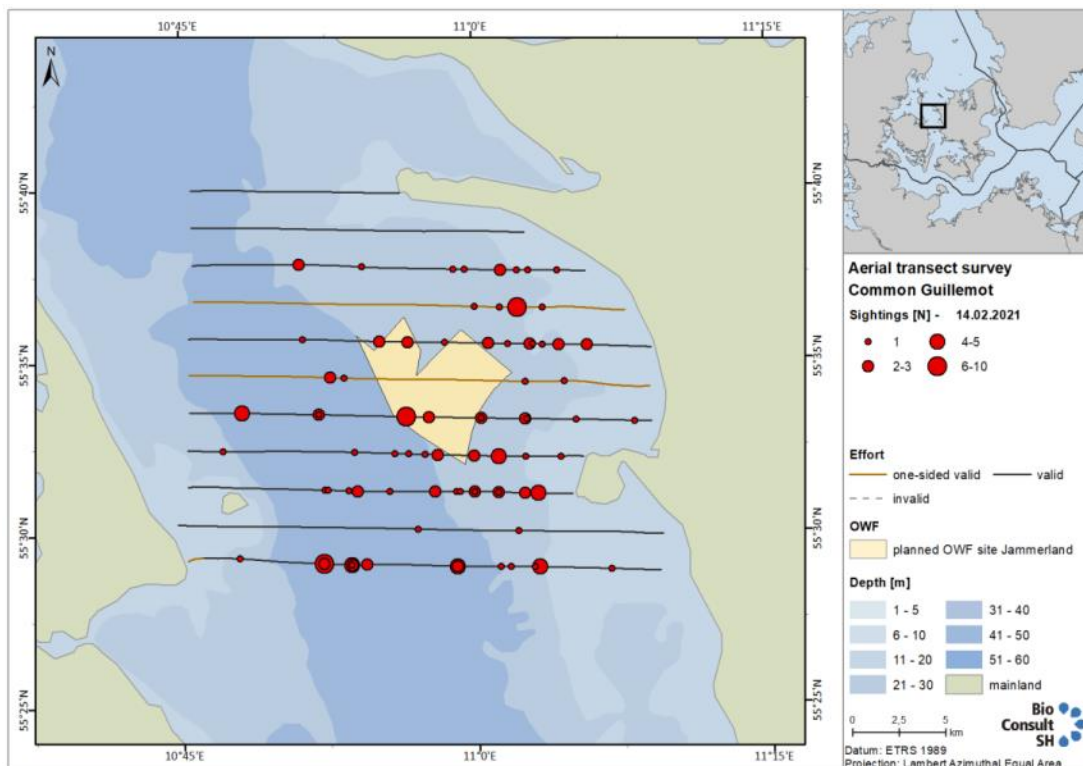
Stormmåge og *sølvmåge* blev under flytællingerne fundet i beregnede antal på op imod ca. 2.000 fugle i optællingsområdet (Tabel 3.1.3-).

Svartbag blev fundet i et beregnet antal på op til 164 fugle i november 2014. I 2020-2022 sås så lave antal, at der ikke er beregnet tætheder (BioConsult SH, 2023) Desuden sås under optællingerne et mindre antal *sildemåger*, *hættemåger* og *dværgmåger* (kun 2014-2015) samt enkelte individer af terner.

For alle arter af måger og terner vurderes forekomsterne at være ubetydelige i forhold til 1 % kriteriet (*stormmåge*: 16.400 fugle, *sølvmåge*: 14.400 fugle, *svartbag*: 4.200 fugle) for internationalt betydende forekomster.

Ved flytællingerne i 2014-2015 og 2020-2022 blev der registreret et estimeret antal på op til ca. 1.300 tilsammen af alkefuglene *alk*, *lomvie* og *tejst*. Fuglene var spredt fordelt ud over hele optællingsområdet, men generelt langt fra kysten. Enkelte individer blev observeret inde i projektområdet.

Da kriteriet for en internationalt betydende forekomst for *lomvie* er 23.500 fugle (Bird Life International, 2022b), er forekomsterne af alkefugle i optællingsområdet langt under 1 % kriteriet for en internationalt betydende forekomst.



Figur 3-26 Antal og fordeling af lomvier i optællingsområdet d. 14. februar 2021 (BioConsult SH, 2023).

3.1.4 Miljøpåvirkninger

3.1.4.1 Anlægsfasen

3.1.4.1.1 Trækkende fugle

På havet vil anlægsarbejderne i forbindelse med etablering af monopæle og møller samt nedgravning/nedpløjning af søkabler kunne medføre forstyrrelser, herunder støj fra sejlads og tilstedeværelsen af anlægsfartøjer.

Forstyrrelsen vil ske i den periode hvor anlægsarbejderne foregår, forventet en periode på 2 år, men ikke med kontinuert arbejde i hele perioden. Trækfugle passere gennem Danmark i marts-maj på vej mod nord og øst og i september-november på vej mod syd og vest. Vandfugletrækket, herunder også lokalt trækkende overvintrende vandfugle, vil være koncentreret i perioden oktober-april. Forstyrrelser fra anlægsarbejdet vurderes at medføre en lav påvirkning af trækkende fugle, der måtte passere anlægsområderne.

Nattrækkende småfugle kan i situationer med ringe sigtbarhed blive tiltrukket af lys. Lys fra anlægsfartøjer på havet, som potentielt arbejder om natten, vurderes at have en lav påvirkning af trækkende fugle. Påvirkningen er midlertidig, lokal og belastningen lav, og en væsentlig påvirkning af bestande vurderes helt at kunne udelukkes.

Barriereeffekt og kollisionsrisiko som følge af tilstedeværelse af vindmøller, vil opstå i anlægsfasen efterhånden som møllerne blive rejst og vare ved ind i driftsfasen. I anlægsfasen vil vingerne dog ikke rotere og påvirkningen er derfor mindre. Påvirkningen er derfor i sin helhed adresseret under driftsfasen.

En sammenfattende vurdering af anlægsfasens påvirkning af trækkende fugle (påvirkningen er den samme uanset valg af det foretrukne projekt, alternativ 1 eller alternativ 2) er givet i Tabel 3.1.4-1.

Tabel 3.1.4-1 Samlet påvirkning i anlægsfasen af trækkende fugle.

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning (Foretrukne, Alternativ 1, Alternativ 2)
Forstyrrelse	Trækkende fugle	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav
Lys	Trækkende fugle	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav

¹ Værst tænkeligt scenarie: arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I

3.1.4.1.2 Rastende fugle

Rastende fugle kan ligesom trækfugle blive forstyrret af anlægsarbejderne (herunder støj fra sejlads) i forbindelse med etablering af monopæle og møller samt nedgravning/nedpløjning af søkabler.

Forstyrrelsen kan betyde, at rastefuglene bliver fortrængt fra anlægsområdet. Fortrængningseffekten, som følge af forstyrrelse og støj i arbejdsområdet, vil være større i anlægsfasen end i driftsfasen (på grund af mere aktivitet), men forstyrrelserne i anlægsfasen vil være midlertidig i de to år arbejdet foregår, ikke ske kontinuert i hele perioden og vil ske i mindre områder ad gangen, idet der ikke arbejdes i hele området på en gang.

Rastefuglenes levested kan blive påvirket af anlægsarbejderne som følge af ophvirvling af sediment i vandsøjlen og evt. tildækning af fødesøgningsområder, når kablerne graves ned eller når monopæle og erosionsbeskyttelse etableres.

Kollisionsrisiko som følge af tilstedeværelse af vindmøller, vil opstå i anlægsfasen efterhånden som møllerne blive rejst og vare ved ind i driftsfasen. Risikoen for kollisioner er størst når møllerne er i drift, og vingerne roterer. Påvirkningen er derfor i sin helhed adresseret under driftsfasen.

Ederfugl og sortand optræder i perioder om vinteren (oktober-marts) i høje tætheder i området ud for spidsen af Asnæs og mellem Asnæs og projektområdet. På en enkelt tælling i marts 2021 er der også konstateret høje tætheder af sortand indenfor projektområdet.

På baggrund af de identificerede tætheder af rastende vandfugle på de 27 gennemførte flytællinger i perioderne 2014-2015 og 2020-2022 vurderes det, at forstyrrelse i anlægsfasen med resulterende fortrængning kan medføre en *middel* påvirkning af lommer, lappedykkere, ederfugl, sortand, fløjlsand og alkefugle. For skarver og måger, der ikke eller kun i helt ubetydeligt omfang forstyrres af skibstrafik og konstruktioner på havet, vurderes påvirkningen som *lav*. Vurderingen er den samme uanset valg af det foretrukne alternativ, alternativ 1 eller alternativ 2.

Rastefuglenes levested kan påvirkes som følge af sedimentspredning og efterfølgende sedimentation. Sedimentspredningen er jf. afsnit 8.2 Bundtopografi og sediment vurderet til at nå et baggrundsniveau i en afstand af 250 meter fra søkablet og sedimentationen er på maksimalt 27 mm. I en periode lige efter nedlægning af kablerne kan dette betyde forøgede koncentrationer af opslæmmed sediment i vandet, hvilket kan påvirke fourageringsbetingelserne for fiskeædende fugle som lommer og alkefugle, dels fordi disse arter lokaliserer byttet ved hjælp af synet, dels fordi fisk kan forlade området. Da både lommer og alkefugle er almindelige i tidevandsområder med forholdsvis høj turbiditet, anses anlægsaktiviteternes midlertidige påvirkning af fuglenes fiskeri for at være ubetydelig.

Den efterfølgende sedimentation er så lokal og kortvarig (se afsnit 8.2 Bundtopografi og sediment), at den ikke vurderes at kunne påvirke fødegrundlaget for fugle, der lever af bentiske organismer. Påvirkningen vurderes at være lav. Det areal, der direkte påvirkes af nedlægning af kablet og etableringen af monopæle og erosionsbeskyttelse, er ca. 76.000 m² (Se afsnit 4 Projektbeskrivelse, hvor fodaftryk af monopæle og erosionsbeskyttelse er op til 26.000 m², mens der skal nedlægges ca. 50.000 meter kabel), hvilket vurderes at være et meget lille areal. Tabet af potentielt levested midlertidigt i anlægsfasen vurderes at medføre en lav påvirkning af de rastende fugle.

Sammenfattende vurderes påvirkningen af rastende fugle som følge af levestedsændringer i anlægsfasen som *lav* for alle tre alternativer.

Det vurderes at påvirkningen i anlægsfasen for alternativ 2 på grund af flere møller, større fodaftryk og anlægsarbejder i et større geografisk område vil være marginalt større end påvirkningen for det foretrukne projekt og alternativ 1. Forskellen er dog så lille, at det er valgt at vise en sammenfattende vurdering, der omfatter alle tre scenarier.

Tabel 3.1.4-2 Samlet påvirkning i anlægsfasen for rastende fugle (Det Foretrukne projekt, Alternativ 1 og Alternativ 2).

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning
Forstyrrelse	Rastende fugle (sortand)	Middel	Stor	Meget stor ¹	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle	Middel	Middel	Stor	Middel

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning
	(lappedykkere, lommer, ederfugl)				
Forstyrrelse	Rastende fugle (alkefugle)	Middel	Middel	Stor	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle (fløjlsand)	Lav	Stor	Meget stor ¹	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle (øvrige arter)	Lav	Stor eller middel	Stor	Lav
Levestedsændringer	Rastende fugle	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav

¹ Kun arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I og internationalt rødlistede arter.

3.1.4.2 Driftsfasen

Forstyrrelse af trækkende og rastende fugle som følge af støj fra møllerne og servicebåde i mølleområdet vurderes mindre end den forstyrrelse der er vurderet for anlægsfasen. Så selv om påvirkningen i driftsfasen varer længere tid (forventet 30 år), vurderes påvirkningen for trækkende og rastende fugle som værende lav og beskrives ikke yderligere.

3.1.4.2.1 Trækkende fugle

De mulige påvirkninger af trækkende fugle i driftsfasen er risikoen for kollision og barriereeffekter som følge af tilstedeværelse af vindmøllerne med vinger der roterer.

Kollisioner

For trækkende landfugle er antallet af *kollisioner* per år beregnet under antagelse af, at projektområdet årligt passeres af 500 musvåger på forårstræk og 200 musvåger på efterårstræk, 100 traner på forårs- og efterårstræk og 5 havørne på forårs- og efterårstræk, inklusive enkelte lokale trækbevægelser på tværs af det nordlige Storebælt. De anførte træktotaler, der er baseret på (DOF-basen, 2021), er konservative og vurderes som de værst tænkelige.

For trækkende vandfugle er antallet af kollisioner per år beregnet under antagelse af, at projektområdet hvert forår og efterår passeres af 1.000 lommer, 94.000 ederfugle, 49.000 sorttænder og 10.000 fløjlsænder. Antallene er estimeret på baggrund af NOVANA midvintertællingen i 2020 (Nielsen R. H., 2023).

Det beregnede antal kollisioner per år for de tre alternativer er vist i

Tabel 3.1.4-3 for de nævnte trækfugle-arter. Det ses, at meget få trækkende fugle vil kolliderer med møllerne, og at antallet af kollisioner ikke er væsentligt forskelligt for det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2. For rovfugle og traner er antallet af kollisioner beregnet ved hjælp af standard-metoden, imens 'Extended' model er anvendt for vandfuglene (Band W. , 2012). Standard-metoden antager at en bestemt andel af fuglene flyver i rotor-højde (med en homogen fordeling), imens 'Extended' metoden anvender en arts-specifik frekvens-fordeling af flyvehøjder. Flyvehøjde-fordelingerne til 'Extended' model er baseret på 'BTO flight height spreadsheet' (BTO, 2023) som er en opdatering af flyvehøjderne præsenteret i kilden (Johnston A. C., 2014). For havørn og trane, som er modelleret med standard-metoden, er det konservativt antaget at 100 % af fuglene flyver i rotor-højde, imens andelen af musvåger i rotor-højde er antaget at være 75 %.

Tabel 3.1.4-3 Det beregnede antal kollisioner per år for trækkende fugle af de syv relevante arter. Beregningerne er foretaget for både det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2. Desuden er anført alternativernes "bestrøgnede areal", de enkelte arters biogeografiske bestande samt de anvendte undvigerater, der er udtryk for, hvor stor en andel af fuglene, der forventes at undgå kollision med møllerne. * (Wetlands International, 2022). ** (Bird Life International, 2022a).

Art	Undvigerate (%)	Antal trækkende fugle i mølleområdet (f=forår, e=efterår)	ANTAL KOLLISIONER			Biogeografisk bestand
			Foretrukne projekt (699.200 m ²)	Alternativ 1 (696.600 m ²)	Alternativ 2 (659.400 m ²)	
Lommer ¹	99,2 % ²	1.000 (f + e)	< 0,01	0,05	0,01	210.000-340.000*
Ederfugl	99,3 % ²	94.000 (f + e)	4,14	4,59	5,21	560.000-920.000*
Sortand	99,3 % ²	49.000 (f + e)	0,03	0,34	0,04	687.000-815.000*
Fløjlsand	99,3 % ²	10.000 (f + e)	< 0,01	0,02	0,01	220.000-410.000*
Havørn	98 % ³	5 (f + e)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	20.900-29.200**
Musvåge	98 % ³	500 f, 200 e	0,33	0,35	0,37	1.760.000-2.460.000**
Trane	98 % ⁴	100 (f + e)	0,15	0,16	0,17	350.000*

¹ Det antages, at alle lommer er rødstrubet lom.

² Undvigelsesrater for lommer og havdykænder er baseret på (Krijgsveld K. F., 2011)

³ Undvigelsesraten for havørn er baseret på (May, 2011). Samme undvigelsesrater er anvendt for musvåge.

⁴ Undvigelsesraten for trane baseret på (Drachmann, 2021), der vurderer en undvigerate på > 99% for vindmøller på land, men er konservativt justeret til 98% for den kystnære havmøllepark, der ligger i det marine miljø.

Det fremgår af tabellen, at det kun er for ederfugl, at modellen estimerer mere end én kollision om året. For alle andre arter vil der statistisk set gå år mellem kollisioner. For ederfugl er det 5 individer om året der forventes at ville kolliderer med havvindmøllerne. Det vurderes at være en meget lille andel af såvel den lokale bestand (90.000 jf. Tabel 3.1.2-2) som den biogeografiske bestand (560.000-920.000).

Selv med inddragelse af arternes beskyttelsesmessige status ("betydning") som meget stor, vurderes der for alle arter at være en *lav* påvirkning af bestanden. For arter, der ikke er nævnt i tabellen, vurderes den samlede påvirkning ligeledes at være *lav*.

Barriereeffekt

Barriereeffekten er vurderet ud fra en konservativ antagelse om, at trækkende fugle forår og efterår undviger den kystnære havmøllepark og vender tilbage til den oprindelige trækrute efter at have passeret den kystnære havmøllepark i en afstand af 1 km. Dette medfører en forlængelse af trækruten på 1,8 km for landfugle og op til 2,0 km for vandfugle. En forlængelse af denne størrelsesorden to gange årligt vurderes på baggrund af andre undersøgelser som værende ubetydelig i forhold til længden af den totale trækrute for de involverede arter (Masden, et al., 2009; FEBI, 2013). I de tilfælde, hvor en fugl flyver rundt foran den kystnære havmøllepark i adskillige minutter, før den passerer over eller uden om møllerne, vil de ekstra energiomkostninger for nogle arter kunne nærme sig et niveau, der påvirker fuglens kropsvægt og kondition. Det øgede energiforbrug vurderes maksimalt at kunne medføre et tab på 1 % af kropsvægten.

Barrierevirkningen af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vurderes at ville medføre en forøgelse af det samlede energiforbrug til trækket på under 1 % for alle berørte arter af landfugle og vandfugle. Dette gælder

uanset, om de trækkende fugle undviger den kystnære havmøllepark ved at flyve udenom eller ved at øge trækhøjden og også hvis de flyver rundt foran mølleparken i adskillige minutter. En sådan forøgelse af belastningen vurderes at være en lav påvirkning. Vurderingen gælder både for det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2.

En samlet vurdering af påvirkninger af trækkende fugle i driftsfasen fremgår af Tabel 3.1.4-4.

Tabel 3.1.4-4 Samlet påvirkning i driftsfasen for trækkende fugle.

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning (Foretrukne, Alternativ 1, Alternativ 2)
Kollisionsrisiko	Trækkende fugle	Lav	Stor ²	Meget stor ¹	Lav
Barriereeffekt	Trækkende fugle	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav

¹ Værest tænkeligt scenarie: arter på Fuglebeskyttelsesdirektivet's bilag I.

² Gælder arter med langsom vækstrate og/eller ugunstig bevaringsstatus.

3.1.4.2.2 Rastende fugle

I driftsfasen kan rastende fugle påvirkes af levestedsændringer (direkte habitattab) som følge af tilstedeværelse af fundamenter og erosionsbeskyttelse på havbunden, fortrængningseffekter (indirekte habitattab), som følge af vindmøllers og serviceskibes tilstedeværelse og som følge af risikoen for kollision med møllerne, herunder særligt de roterende vinger.

Påvirkninger som følge af barriereeffekt vurderes ikke at være relevante for rastende fugle, da der ikke er nogen tegn på, at vandfugle, der raster eller overvintrer i Jammerland Bugt og Storebælt, foretager regelmæssige lokale trækbevægelser. Derfor behandles barriereeffekt ikke for rastende fugle.

Levestedsændringer

Det direkte habitattab, som følge af den kystnære havmølleparks beslaglæggelse af arealer til møllefundamenter med tilhørende erosionsbeskyttelse, afhænger af om det foretrukne alternativ, alternativ 1 eller alternativ 2 vælges. Fodaftrykket på havbunden fremgår af kapitel 4 Projektbeskrivelse og er for det foretrukne projekt op til ca. 18.000 m², for alternativ 1 op til ca. 20.000 m² og for alternativ 2 op til ca. 26.500 m². Uanset valg af alternativ udgør fodaftrykket på havbunden mindre end 0,1 % af projektområdet. På en del af fodaftrykket udlægges erosionsbeskyttelse i form af sten, og her kan nye bundsamfund, der lever på hårdt substrat udvikle sig.

Sortand og ederfugl, der i vid udstrækning lever af nedgravede muslinger og muslinger på havbunden, kan potentielt miste føderessourcer, hvis fundamenter og erosionsbeskyttelse placeres på muslingebanker. Da udbredelsen af muslingebanker i projektområdet er lille og fragmenteret og udgør mindre end 0,5 km² eller ca. 1 % af projektområdet (se afsnit 8.6 Marin flora og fauna), og da det påvirkede areal er meget lille, vurderes påvirkningen som følge af direkte habitattab at være lav for muslingespisende dykænder. Nye fødesøgningsmuligheder for dykænder kan desuden udvikle sig oven på erosionsbeskyttelsen.

Fiskeædende arter som lommer, skarver og alkefugle (samt gråstrubet lappedykker og måger der lever af fisk og krebsdyr) vurderes ikke at blive negativt påvirket som følge af tilstedeværelse af møllefundamenter og erosionsbeskyttelse på havbunden. De nævnte fuglearter er fleksible i deres valg af byttedyr og der er tale om meget små arealer (mindre end 26.000 m²) som ændrer sig fra blødbund til hårdbund (erosionsbeskyttelse). Et

evt. mindre levested for blødbundsarter af f.eks. fladfisk vurderes at blive opvejset af, at fiskearter, der er knyttet til hårbund, fremmes som følge af de hårbundssamfund som kan etableres sig oven på erosionsbeskyttelsen.

For lommer, lappedykkere, havdykænder og alkefugle gælder, at nytteværdien af en evt. forøget biomasse af visse fødeemner på erosionsbeskyttelsen omkring møllefundamenterne vil være begrænset, da disse arter oftest afholder sig fra at fouragere tæt på vindmøller (indirekte habitattab; se nedenfor).

For skarver vil platforme, gelændere mm. på møllernes overgangsstykker udgøre gode siddepladser, hvor fuglene kan tørre deres vinger mellem dykningerne. Kombineret med, at fødegrundlaget ikke forringes (jf. ovenfor) kan levestedsændringen således have en *positiv* effekt for denne art.

Sammenfattende vurderes påvirkningen som følge af levestedsændringer som *lav* for lommer, lappedykkere, sortand, fløjlsand, ederfugl, måger og alkefugle og *positiv* for skarv Tabel 3.1.4-13. Denne vurdering gælder for alle tre projektscenarier, selv om Alternativ 2 indeholder flere møller og dermed ligger beslag på et lidt større havbundsareal. Forskellen på de tre alternativer, hvad angår påvirkning som følge af levestedsændringer vurderes ikke at være væsentlig.

Fortrængningseffekter

Fortrængningseffekter opstår, når rastende vandfugle helt eller delvist undlader at opholde sig i og nær en havmøllepark i en zone på op til nogle kilometer omkring denne (zonens størrelse afhænger af art). Fuglene kan derved forhindres i at udnytte raste- og fourageringsområder, der ellers potentielt er attraktive.

Fortrængningen antages dels at skyldes selve møllerne, dels den tilknyttede trafik med servicefartøjer, der anslås til at være 1-2 besøg om ugen. På grundlag af undersøgte etablerede havmølleparker er der stærke indikationer på, at fortrængning af især lommer, sortand, havlit, alk og lomvie skyldes møllernes tilstedeværelse (Fox, 2019).

Skarver, måger og ternere reagerer derimod almindeligvis ikke negativt på havmøller eller skibe (f.eks. (Petersen et.al, 2006; Krijgsveld, et al., 2011; Leopold, Bemmelen, & Zuur, 2012), og vurderes derfor ikke at blive fortrængt.

Undersøgelser ved eksisterende havmølleparker tyder dog også på, at der for nogle arter over tid kan ske en vis tilvænnning til møllerne, så fortrængningen med tiden reduceres. Dette er f.eks. demonstreret for ederfugle ved Tunø Knob (Guillemette, Larsen, & Clausager, 1997) (Guillemette, Kyed Larsen, & Clausager, 1998), og en vis sameksistens mellem ederfugle og havmøller er også vist ved Sprogø (WSP, 2022a). En analyse af ederfugles mulige tilvænnning til havvindmøller (COWI, 2021) indikerer desuden, at de ikke nødvendigvis fortrænges fuldstændig fra områder, hvor der er opført havmøller, og at fuglene gradvist efter anlægsfase og etablering kan vænne sig til tilstedeværelsen af havmøller. Undersøgelser har også vist en vis tilvænnning til vindmølleparkeres tilstedeværelse hos sortænder (Energistyrelsen, 2014).

På baggrund af de optalte og beregnede forekomster af rastende fugle i projektområdet for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark i både 2014-2015 og 2020-2022 og arternes kendte reaktioner på havmølleparker er det sandsynligt, at lommer, lappedykkere, ederfugl, sortand, fløjlsand og alkefugle kan blive fortrængt som følge af den kystnære havmølleparks tilstedeværelse.

Der vil være en konstant påvirkning af fugle, som opholder sig permanent i området samt af nye fugle der måtte komme til som resultat af dynamikken i fuglenes bevægelser over sæsonen. Da de lokale trækbevægelser i området er dårligt kendt og ikke belyses af flytællingerne, er det maksimale antal fortrængte fugle for en enkelt tælling lagt til grund for vurdering af fortrængnings-effekterne.

Til beregningerne er der defineret en bufferzone omkring mølleområdet, som fuglene antages at blive fortrængt fra. Bufferzonernes størrelse varierer efter arternes følsomhed og er fastsat efter de opdaterede anbefalinger i (Marine industry group (MIG-Birds), 2022), samt det særlige addendum for rødstrubet lom. Heri anbefales det, at der anvendes fuld fortrængning ud til 4 km for havdykænder og lommer, men kun ud til 2 km for øvrige arter f.eks. lappedykkere og alkefugle. Andre studier fra f.eks. Nordsøen har fundet tegn på fortrængning af lommer helt ud til 10-16km, men fortrængningen bemærkes at afhænge af en lang række forhold bl.a. geografi, træk-retninger, placering af andre vindmølleparker m.m. (Heinänen, 2020). På den baggrund er buffer-zonernes størrelse bestemt ud fra de generelle anbefalinger i (Marine industry group (MIG-Birds), 2022), som konkluderer at rødstrubet lom bør vurderes ud til 4 km, når der ikke er et nærtliggende fuglebeskyttelsesområde, hvor arten er på udpegnings-grundlaget. Det anbefales ikke for nogle af arterne at lade fortrængnings-effekten aftage med afstanden, da der endnu ikke findes studier, der i tilstrækkelig grad har belyst hvordan fortrængnings-graden kan ændre sig med afstanden til mølleområdet. I stedet er det antaget at 90 % af fuglene fortrænges fra mølleområdet og bufferzonen med undtagelse af ederfugl, fløjlsand og gråstrubet lappedykker, hvor en fortrængningsprocent på 70 % er anvendt, da disse arter erfaringsmæssigt er mindre følsomme over for havmøllers tilstedeværelse (Marine industry group (MIG-Birds), 2022). De anvendte bufferzoner er vist i (Tabel 3.1.4-5).

Tabel 3.1.4-5 Bufferzone anvendt i beregningerne af antal fortrængte rastende fugle. Zonerne følger anbefalingerne i (Marine industry group (MIG-Birds), 2022).

ART	Bredde af bufferzone (km)
Lommer	4
Lappedykkere	2
Ederfugl	4
Sortand	4
Fløjlsand	4
Alkefugle	2

Antallet af fortrængte rastende fugle som følge af de tre alternativer er beregnet på baggrund af arternes tætheder i mølleområdet og de artsspecifikke bufferzoner og er vist i Tabel 3.1.4-6.

Tabel 3.1.4-6 De beregnede antal rastende fugle, der bliver fortrængt i driftsfasen for det foretrukne projekt. 1 % kriterium for de biogeografiske bestande er anført til sammenligning. Arter, der ikke er nævnt i tabellen, vurderes kun at blive fortrængt i ubetydelige antal. Minimum og maksimumværdier er anført i parentes, hvor der er foretaget mere end én tælling i den pågældende måned (eventuelt i forskellige år). Desuden er anført størrelsen af såvel den biogeografiske som den lokale bestand.

Foretrukne projekt - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Lommer ¹	Lappedykkere ²	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle ³
1 % kriterie	3.000	500	7.200	7.500	4.000	23.500
Biogeografisk bestand	210.000-340.000*	42.000-60.000*	560.000-920.000*	687.000-815.000*	220.000-410.000*	2.350.000-3.060.000**
Lokal bestand	2.000***	5.000***	90.000***	35.000***	4.000***	5.600***

Foretrukne projekt - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Lommer ¹	Lappedykkere ²	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle ³
Januar	7	0	2.518 (1.891-3.145)	1.238 (322-2.143)	111 (58-164)	59 (6-112)
Februar	22 (7-52)	0	1.320 (894-1.663)	859 (198-1.546)	24 (6-52)	172 (106-221)
Marts	217 (22-576)	172	1.194 (125-3.191)	3.531 (561-9.470)	209 (93-297)	12 (6-17)
April	91 (22-200)	0	228 (17-740)	96 (16-188)	54 (29-86)	0
Maj	0	0	136	35 (12-58)	28	6
Juni	0	0	21	0	0	0
Juli	0	0	9	20	0	12
August	0	0	0	12	35	11
September	51	0	336 (123-549)	1.933 (154-3.713)	26 (6-46)	36 (17-55)
Oktober	811	0	1.985 (1.222-2.748)	329 (200-458)	23 (13-34)	0
November	22 (7-36)	163	3.204 (1.027-9.211)	3.837 (1.604-6.976)	242 (23-655)	72 (11-134)
December	0	0	2.116	2.167	96	0

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom

² Gælder gråstrubet lappedykker (værst tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i undersøgelsesområdet

* (Wetlands International, 2022) ** (Bird Life International, 2022b)

***Tabel 3.1.2-2

Tabel 3.1.4-7 De beregnede antal af rastende fugle, der bliver fortrængt i driftsfasen for Alternativ 1. 1 % kriterium for de biogeografiske bestande er anført til sammenligning. Arter, der ikke er nævnt i tabellen, vurderes kun at blive fortrængt i ubetydelige antal. Minimum og maksimumværdier er anført i parentes, hvor der er foretaget mere end én tælling i den pågældende måned (eventuelt i forskellige år). Desuden er anført størrelsen af såvel den biogeografiske som den lokale bestand.

Alternativ 1 - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Lommer ¹	Lappedykkere ²	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle ³
1 % kriterie	3.000	500	7.200	7.500	4.000	23.500
Biogeografisk bestand	210.000-340.000*	42.000-60.000*	560.000-920.000*	687.000-815.000*	220.000-410.000*	2.350.000-3.060.000**
Lokal bestand	2.000***	5.000***	90.000***	35.000***	4.000***	5.600***
Januar	7	0	2.709 (2.229-3.188)	1.277 (394-2.160)	111 (58-164)	59 (6-113)
Februar	22 (7-53)	0	1.510 (930-1.888)	977 (199-1.833)	24 (6-53)	202 (107-264)
Marts	216 (22-575)	214	1.282 (167-3.279)	3.985 (560-10.823)	213 (94-310)	12 (6-17)
April	93 (29-199)	0	229 (21-738)	100 (16-188)	54 (29-86)	0
Maj	0	0	136	35 (12-58)	40	6
Juni	0	0	25	0	0	0
Juli	0	0	334	247	0	12
August	0	0	51	12	35	12

Alternativ 1 - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Lommer ¹	Lappedykkere ²	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle ³
September	51	0	341 (128-553)	1.970 (195-3.745)	26 (6-46)	50 (40-61)
Oktober	834	0	2.042 (1.256-2.829)	358 (244-471)	24 (13-34)	0
November	29 (16-37)	165	3.253 (1.058-9.260)	3.915 (1.626-7.244)	252 (47-661)	73 (11-136)
December	0	0	2.187	2.191	96	0

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom)

² Gælder gråstrubet lappedykker (værest tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i undersøgelsesområdet

* (Wetlands International, 2022) ** (Bird Life International, 2022b) ***Tabel 3.1.2-2

Tabel 3.1.4-8 De beregnede antal af rastende fugle, der bliver fortrængt i driftsfazsen for Alternativ 2. 1 % kriterium for de biogeografiske bestande er anført til sammenligning. Arter, der ikke er nævnt i tabellen, vurderes kun at blive fortrængt i ubetydelige antal. Minimum og maksimumværdier er anført i parentes, hvis der er foretaget mere end én tælling i den pågældende måned (eventuelt i forskellige år). Desuden er anført størrelsen af såvel den biogeografiske som den lokale bestand.

Alternativ 2 - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Lommer ¹	Lappedykkere ²	Ederfugl	Sortand	Fløjlsand	Alkefugle ³
1 % kriterie	3.000	500	7.200	7.500	4.000	23.500
Biogeografisk bestand	210.000-340.000*	42.000-60.000*	560.000-920.000*	687.000-815.000*	220.000-410.000*	2.350.000-3.060.000**
Lokal bestand	2.000***	5.000***	90.000***	35.000***	4.000***	5.600***
Januar	7	0	2.713 (2.229-3.197)	1.277 (394-2.161)	111 (58-165)	59 (6-113)
Februar	22 (7-52)	0	1.784 (927-2.714)	977 (199-1.833)	24 (6-53)	211 (107-290)
Marts	216 (22-572)	216	1.281 (167-3.266)	3.984 (558-10.823)	213 (94-310)	12 (6-17)
April	93 (29-199)	0	229 (21-738)	106 (19-208)	54 (29-86)	0
Maj	0	0	165	35 (12-58)	57	6
Juni	0	0	33	0	0	0
Juli	0	0	334	247	0	12
August	0	0	51	12	35	12
September	51	0	339 (128-550)	1.959 (195-3.723)	26 (13-34)	50 (40-61)
Oktober	833	0	2.081 (1.349-2.812)	356 (23-470)	24 (13-34)	0
November	29 (15-37)	163	3.298 (1.059-9.325)	3.937 (1.685-7.243)	253 (47-666)	72 (11-136)
December	0	0	2.188	2.192	108	0

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom)

² Gælder gråstrubet lappedykker (værest tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i undersøgelsesområdet

* (Wetlands International, 2022) ** (Bird Life International, 2022b) ***Tabel 3.1.2-2

Det ses af tabellerne, at det maksimale antal fortrængte individer for alle arter og for alle alternativer er under 1 % af den biogeografiske bestand, undtagen for ederfugl i november og sortand i marts måned. Det fremgår desuden, at ederfugl og sortand er de arter, der generelt vil blive fortrængt i størst antal. Fortrængninger af flest individer vil finde sted i havdykændernes trækperioder forår og efterår. Jammerland Bugt er ikke kendt som et betydningsfuldt rasteområde for sortand (Wetlands International, 2022) eller et område af international betydning for sortand eller andre arter af rastende vandfugle (Petersen, Nielsen, & Clausen, 2016). De højeste observerede tal for sortænder falder sammen med hovedtrækket ind i de danske farvande i december og træk gennem de danske farvande i marts. Lavere tal i de mellemliggende perioder tyder på, at mange af sortænderne kun har opholdt sig i optællingsområdet kortvarigt. Det fremgår desuden, at der i de måneder, hvor der er gennemført flere tællinger, er en betydelig variation (min.-maks) på antallet af fortrængte fugle. Dette skyldes store årlige og månedlige udsving i antallet af fugle og disses fordeling i optællingsområdet.

Betydningen af fortrængningen afhænger af den øgede dødelighed, som fortrængningen medfører. Denne vil bl.a. afhænge af, hvor lang tid de pågældende fugle normalt opholder sig i området samt af tilgængeligheden af alternative områder. For rødstrubet lom, der vides at være særligt følsom overfor tilstedeværelse af vindmøller, konkluderes det fra en undersøgelse af havmølleparken Norfolk Vanguard i den engelske del af Nordsøen (Royal Haskoning, 2019), at det er usandsynligt, at den øgede dødelighed omfatter mere end 1 % af de fortrængte fugle. Og videre, at det er en yderst konservativ antagelse, at op til 1 % af de fortrængte fugle dør som følge af fortrængningen.

I andre referencer antages det dog, at helt op til 10% af de fortrængte fugle kan dø eller svækkes så meget, at de ikke er i stand til at reproducere sig i den efterfølgende ynglesæson (Natural England, 2014; Marine industry group (MIG-Birds), 2022).

Den beregnede dødelighed (i antal fugle ud fra både en antagelse af 1 % dødelighed og 10 % dødelighed) som følge af fortrængning fra havmølleparken er vist i Tabel 3.1.4-9 og Tabel 3.1.4-11 og perspektiveret ved at sammenholde den med den ekstra dødelighed bestanden kan tåle uden at gå tilbage (kaldet *Potential Biological Removal* – PBR, se metodeafsnittet). Perspektiveringen er foretaget både for den biogeografiske bestand og for en anslået lokal bestand (se Tabel 3.1.2-2).

Tabel 3.1.4-9 Den beregnede dødelighed som følge af fortrængning af rastende fugle i driftsfasen ved det foretrukne projekt. Det antages, som et konservativt estimat, at op til 10 % af de fortrængte fugle dør som følge af fortrængningen. Dødeligheden er desuden sammenholdt med PBR, som er et mål for den ekstra dødelighed, både den biogeografiske og den lokale bestand vurderes at kunne tåle.

Foretrukne projekt – Fortrængning af individer i artsspecifik bufferzone omkring havmølleparken						
	Maks antal fortrængte	Antal døde (1-10 % af fortrængte)	PBR biogeografisk bestand	Andel døde af PBR-biogeografisk bestand	PBR Lokal bestand	Andel døde af PBR-lokal bestand
Lommer ¹	811	8 – 81	10.318	0,8 %	98	8 – 83 %
Lappedykkere ²	172	2 – 17	1.702	1,0 %	203	1 – 8 %
Ederfugl	9.211	92 – 921	16.144	5,7 %	2.595	4 – 35 %
Sortand	9.470	95 – 947	56.896	1,7 %	2.899	3 – 33 %
Fløjlsand	655	7 – 66	11.522	0,6 %	209	3 – 32 %
Alkefugle ³	221	2 – 22	69.537	0,0 %	166	1 – 13 %

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom.

² Gælder gråstrubet lappedykker (værst tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i optællingsområdet

Tabel 3.1.4-10 Den beregnede dødelighed som følge af fortrængning af rastende fugle i driftsfasen for Alternativ 1. Det antages, som et konservativt estimat, at op til 10 % af de fortrængte fugle dør som følge af fortrængningen. Dødeligheden er desuden sammenholdt med PBR, som er et mål for den ekstra dødelighed, både den biogeografiske og den lokale bestand vurderes at kunne tåle.

Alternativ 1 - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Maks antal fortrængte	Antal døde (1-10 % af fortrængte)	PBR biogeografisk bestand	Max andel døde af PBR-biogeografisk bestand	PBR Lokal bestand	Andel døde af PBR-lokal bestand
Lommer ¹	834	8 – 83	10.318	0,8 %	98	6 – 59 %
Lappedykkere ²	204	2 – 20	1.702	1,2 %	203	1 – 10 %
Ederfugl	9.260	93 – 926	16.144	5,7 %	2.595	4 – 36 %
Sortand	10.823	108 – 1.082	56.896	1,9 %	2.899	4 – 37 %
Fløjlsand	661	7 – 66	11.522	0,6 %	209	3 – 32 %
Alkefugle ³	264	3 – 26	69.537	0,0 %	166	2 – 16 %

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom.

² Gælder gråstrubet lappedykker (værst tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i undersøgelsesområdet

Tabel 3.1.4-11 Den beregnede dødelighed som følge af fortrængning af rastende fugle i driftsfasen for Alternativ 2. Det antages, som et konservativt estimat, at op til 10 % af de fortrængte fugle dør som følge af fortrængningen. Dødeligheden er desuden sammenholdt med PBR, som er et mål for den ekstra dødelighed, både den biogeografiske og den lokale bestand vurderes at kunne tåle.

Alternativ 2 - Fortrængning individer i artsspecifik bufferzone						
	Maks antal fortrængte	Antal døde (1-10 % af fortrængte)	PBR Biogeografisk bestand	Max andel døde af PBR-biogeografisk bestand	PBR Lokal bestand	Andel døde af PBR-lokal bestand
Lommer ¹	833	8 – 83	10.318	0,8 %	98	8 – 85 %
Lappedykkere ²	216	2 – 22	1.702	1,3 %	203	1 – 11 %
Ederfugl	9.325	93 – 933	16.144	5,8 %	2.595	4 – 36 %
Sortand	10.823	108 – 1.082	56.896	1,9 %	2.899	4 – 37 %
Fløjlsand	666	7 – 67	11.522	0,6 %	209	3 – 32 %
Alkefugle ³	290	3 – 29	69.537	0,0 %	166	2 – 17 %

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom.

² Gælder gråstrubet lappedykker (værest tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i undersøgelsesområdet

Beregningerne viser, at under den konservative antagelse, at 10 % af de fortrængte fugle dør, vil den planlagte møllepark medføre en øget dødelighed på højest 5,8 % af, hvad den biogeografiske bestand kan tåle, uden at den går tilbage (ederfugl, alternativ 2). Perspektiveres den øgede dødelighed i forhold til en lokal og derfor mindre bestand, er der ikke uventet tale om en større procentvis påvirkning. For ingen af de behandlede arter er der dog tale om en øget dødelighed, der overskrider PBR for den lokale bestand.

I det konkrete tilfælde vurderes en øget dødelighed på 10 % som følge af fortrængning at være et meget konservativt estimat for de muslingespisende arter ederfugl og sortand. Det skyldes at forekomst af muslingebanker på dybder som er tilgængelige for dykænderne, er spredte og fragmenterede i projektområdet og ilandføringskorridoren og udgør mindre end 0,5 km², eller 1 % af det samlede areal. For sortand vurderes individerne at opholde sig kortvarigt i projektområdet i forbindelse med deres træk, og en fortrængning vurderes derfor at have mindre betydning, end hvis den skete i et område hvor fuglene opholdt sig i lang tid og hvor der var væsentlige føderessourcer på havbunden i form af udbredte muslingebanker.

For rødstrubet lom er det med stor sandsynlighed et urealistisk højt estimat, at den øgede dødelighed skulle udgøre op til 85 % af den lokale bestands PBR (Alternativ 2). Andelen er beregnet på baggrund af et maks-tal fra én tælling i oktober 2014, hvor der blev observeret 122 fugle, mens der på de øvrige tællinger blev observeret langt færre. Andelen er desuden baseret på en 10 %'s dødelighed og under antagelse af, at alle observerede lommer er rødstrubede lommer.

På baggrund af de gennemførte flytællinger i 2014-2015 og 2020-2022 samt kortlægningen af muslingebanker på havbunden i 2021, sammenholdt med viden om arternes biologi og reaktioner over for havvindmøller og de beregnede fortrængningstal vurderes tilstedeværelsen af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, også selvom der med tiden kan ske en vis tilvænnning hos fuglene, at medføre en *middel* påvirkning af lommer, lappedykkere, ederfugl, sortand, fløjlsand. For alkefugle og andre arter vurderes der at være en *lav* påvirkning som følge af fortrængning. Vurderingen er den samme for alle tre alternativer.

Kollisioner

Antallet af forventede *kollisioner* per år er beregnet for de 10 arter og artsgrupper, som forekommer hyppigst i projektområdet.

Tætheden af fugle i optællingsområdet er beregnet for hver af årets 12 måneder. I de måneder, hvor der er gennemført flere tællinger (i årene 2014-2015 og 2020-2022), er tætheden af fugle baseret på de maksimale modellerede antal i optællingsområdet.

Antallet af kollisioner for rastende fugle er beregnet ved hjælp af et modelleringsværktøj (Band-modellen (Band W. , 2012)). De anvendte undvigerater, der udtrykker, hvor stor en andel af fuglene, der aktivt undgår kollision med møllerne og fuglenes flyvehøjder samt tid i flugt er baseret på (Cook, Johnston, & Burton, 2012; Skov, et al., 2018; Krigsveld, et al., 2011). I beregningerne er som udgangspunkt benyttet en konservativ tilgang (worst case), som i praksis og efter al sandsynlighed undervurderer fuglenes evne til at undgå at blive ramt af møllevingerne.

Det beregnede antal kollisioner for rastende fugle per år er vist i Tabel 3.1.4-12. Det ses, at antallet af kollisioner for rastende fugle er lidt større ved Alternativ 2, selvom det bestrøgne areal er det mindste for dette alternativ. Dette skyldes primært det større antal møller sammenlignet med Det foretrukne projekt og Alternativ 1.

De rastende fuglearter, der forventes at kolliderer i størst antal, er ederfugl samt en række mågearter. For de øvrige arter og artsgrupper gælder, at det kun er en helt ubetydelig andel af både den lokale og den biogeografiske bestand, der forventes at ville kolliderer med møllerne i Jammerland Bugt i løbet af et år, uagtet hvilket alternativ, der vælges.

Antallet af kollisioner er for alle alternativer lavt i forhold til både de lokale og de biogeografiske bestande og væsentligt under den ekstra dødelighed (PBR), som de pågældende biogeografiske bestande vurderes at kunne tåle.

Under inddragelse af arternes beskyttelsesmæssige status vurderes den samlede påvirkning af rastende fugle som følge af kollisioner med vindmøllerne ved alle tre alternativer som en *middel* påvirkning for ederfugl, sortand, svartbag, stormmåge og sølvmåge og en *lav* påvirkning for de øvrige arter. For arter, der ikke er nævnt i tabellen, vurderes den samlede påvirkning at være *lav*.

Tabel 3.1.4-12 Det beregnede antal årlige kollisioner for forskellige arter af rastende fugle som følge af hvert af de tre alternativer. Desuden er anført de enkelte arters biogeografiske bestande og de anvendte undvigerater, der er udtryk for, hvor stor en andel af fuglene, der undgår kollision med møllerne. For de tre arter af måger har det ikke været muligt at opgøre en lokal bestand.

Antal kollisioner per år						
Art	Undvigerate	Foretrukne projekt	Alternativ 1	Alternativ 2	Lokal bestand	Biogeografisk bestand
Skarv	98 % ⁴	0,221	0,249	0,288	12.000	610.000-740.000
Lommer ¹	99,2 % ⁴	0,64	0,69	0,74	2.000	210.000-340.000
Lappedykkere ²	99,2 % ⁴	0,013	0,014	0,016	5.000	42.000-60.000
Ederfugl	99,3 % ⁴	57	63	72	90.000	560.000-920.000
Sortand	99,3 % ⁴	0,29	0,33	0,38	35.000	687.000-815.000
Fløjlsand	99,3 % ⁴	0,03	0,03	0,04	4.000	220.000-410.000

Antal kollisioner per år						
Art	Undvigerate	Foretrukne projekt	Alternativ 1	Alternativ 2	Lokal bestand	Biogeografisk bestand
Stormmåge	98 % ⁵	22	25	28		1.400.000-2.000.000
Svartbag	98,9 % ⁵	3,0	3,4	3,8		240.000-540.000
Sølvmåge	99,1 % ⁵	26	29	33		860.000-1.000.000
Alkefugle ³	99,2 % ⁴	0,01	0,01	0,02	5.600	2.350.000-3.060.000

¹ Det er antaget, at alle lommer i området er rødstrubet lom.

² Gælder gråstrubet lappedykker (værest tænkelige scenarie mht. bestandsstørrelse)

³ Gælder lomvie, der er klart den hyppigste alkefugl i undersøgelsesområdet

⁴ Undvigelses-rater er baseret på (Krijgsveld, et al., 2011).

⁵ Undvigelses-rater er beregnet ud fra (Tjørnløv, et al., 2023)

Forskellene i antallet af kollisioner for rastende fugle for det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 er små, hvorfor det er valgt at give en samlet vurdering af påvirkningen for rastende fugle, der dækker alle 3 scenarier. Den samlede vurdering af påvirkning af rastende fugle i driftsfasen for alle tre alternativer fremgår i Tabel 3.1.4-13.

Tabel 3.1.4-13 Samlet påvirkning i driftsfasen for rastende fugle.

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning (Foretrukne, Alternativ 1, Alternativ 2)
Levestedsændringer	Rastende fugle (skarv)	Lav	Middel	Stor	Positiv påvirkning
	Rastende fugle (øvrige arter)	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav
Fortrængning	Rastende fugle (lommer, lappedykkere, ederfugl, sortand, fløjlsand)	Middel	Middel	Meget stor ¹	Middel
	Rastende fugle (alkefugle, øvrige arter)	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav
Barriereeffekt	Rastende fugle	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav
Kollisionsrisiko	Rastende fugle (lommer)	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav
	Rastende fugle (ederfugl)	Lav	Stor	Stor	Middel
	Rastende fugle (stormmåge, sølvmåge)	Middel	Stor	Stor	Middel
	Rastende fugle (andre arter)	Lav	Stor	Stor	Lav

¹ Gælder arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I.

3.1.4.3 Dekommissioneringsfasen

Trækkende fugle

For trækkende fugle vurderes påvirkningerne i dekommissioneringsfasen at være de samme som i anlægsfasen. Forstyrrelser fra dekommissioneringsarbejdet vurderes at medføre en lav påvirkning af trækkende fugle, der måtte passere anlægsområderne. Nattrækkende småfugle kan i situationer med ringe sigtbarhed blive tiltrukket af lys. Lys fra dekommissioneringsfartøjer på havet som potentielt arbejder om natten vurderes at have en lav påvirkning af trækkende fugle.

Barriereeffekt og kollisionsrisiko som følge af tilstedeværelse af vindmøller, vil blive mindsket i dekommissioneringsfasen efterhånden som møllerne blive nedtaget. I dekommissioneringsfasen vil vingerne dog ikke rotere og påvirkningen er derfor mindre. Påvirkningen er i sin helhed adresseret under driftsfasen.

En sammenfattende vurdering af dekommissioneringsfasens betydning for trækkende fugle er givet i Tabel 3.1.4-14.

Tabel 3.1.4-14 Samlet påvirkning i dekommissioneringsfasen for trækkende fugle.

Påvirkning	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning (Foretrukne, Alternativ 1, Alternativ 2)
Forstyrrelse	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav
Lys	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav

¹ Værest tænkelige scenarie: arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I.

Rastende fugle

For rastende fugle vurderes påvirkningerne i dekommissioneringsfasen at være sammenlignelige med dem, der er forbundet med anlægsfasen.

Rastende fugle kan ligesom trækfugle blive forstyrret af dekommissioneringsarbejderne i forbindelse med nedtagning af monopæle og møller samt fjernelse af søkabler. Herudover af støj fra sejlads og forstyrrelse som følge af tilstedeværelsen af fartøjer. Forstyrrelsen kan betyde at rastefuglene bliver fortrængt fra anlægsområdet.

Rastefuglenes levested kan blive påvirket af dekommissioneringsarbejderne som følge af ophvirvling af sediment i vandsøjlen og evt. tildækning af fødesøgningsområder, når kablerne fjernes eller monopæle skæres af.

Fortrængningseffekten, som følge af forstyrrelse og støj i arbejdsområdet, vil være større i dekommissioneringsfasen end i driftsfasen (på grund af mere aktivitet), men forstyrrelserne vil være midlertidig og forventeligt kortere end de to år anlægsarbejdet tager.

Det er muligt at der vil være færre fugle i projektområdet ved dekommissionering end ved anlæg, på grund af den fortrængning som vindmøllerne medfører. Og at den resulterende fortrængning derfor er af færre individer. Da dette er usikkert, vurderes fortrængningen i dekommissioneringsfasen at være sammenlignelig med anlægsfasen.

Det vurderes på denne baggrund, at påvirkningerne af rastende fugle i dekommissioneringsfasen vil være middel.

Når dekommissionering er afsluttet, vil der ikke længere være møller som kan medføre kollision eller fortrængning. Det er dog muligt at erosionsbeskyttelsen (og de hårdbundssamfund der vil være opstået på den) vil blive liggende. Der vil dog være tale om meget små arealer (mindre end 26.000 m²).

En vurdering af den samlede påvirkning for rastende fugle i dekommissioneringsfasen er givet i Tabel 3.1.4-15. Da påvirkningerne af rastende fugle i dekommissioneringsfasen ikke vurderes at afvige væsentligt mellem det foretrukne projekt, Alternativ 1 og Alternativ 2, er der i tabellen givet en samlet vurdering.

Tabel 3.1.4-15 Samlet påvirkning i dekommissioneringsfasen for rastende fugle (Det Foretrukne projekt, Alternativ 1 og Alternativ 2).

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning
Forstyrrelse	Rastende fugle (sortand)	Middel	Stor	Meget stor ¹	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle (lappedykkere, lommer, ederfugl)	Middel	Middel	Stor	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle (alkefugle)	Middel	Middel	Stor	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle	Lav	Stor eller middel	Meget stor ¹	Middel
Forstyrrelse	Rastende fugle (øvrige arter)	Lav	Stor eller middel	Stor	Lav
Levestedsændringer	Rastende fugle	Lav	Middel	Meget stor ¹	Lav

¹ Kun arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I og internationalt rødlistede arter.

3.1.5 Sammenfatning

3.1.5.1 Områdets betydning

Optællingsområdet i det nordlige Storebælt anvendes som rasteområde for vandfugle, hvor ederfugl og sortand i perioder kan optræde i antal af international betydning (muligvis også nogle år gråstrubet lappedykker).

Flyoptællingerne i både 2014-2015 og 2020-2022 har påvist store årlige og sæsonmæssige variationer, både med hensyn til fuglenes antal og deres fordeling i det optalte område. Ederfugl har i begge optællingsperioder været den hyppigst forekommende art i optællingsområdet men blev registreret i lavere antal i 2020-2022 end i 2014-2015. Omvendt blev der i 2014-2015 observeret langt færre sortænder, end tilfældet var i 2020-2022. Beregnet som et gennemsnit af de optalte år, vurderes optællingsområdet at være af international betydning for sortand og ederfugl, men ikke for gråstrubet lappedykker eller de øvrige registrerede arter.

Ederfugls hovedudbredelse inden for optællingsområdet er vest og sydvest for Asnæs, det vil sige udenfor projektområdet. For sortand varierer forekomst i højere grad mellem sæsonerne og de enkelte tællinger. Ved tællingerne i 2014-2015 ses et overlap med udbredelsen af ederfugl, men på de senere tællinger i 2020-2022, herunder marts 2021, er der ved nogle tællinger også observeret betydelige forekomster af sortand inde i projektområdet for havmølleparken. I december, 2020, hvor det er beregnet, at næsten 25.000 sortænder opholdt sig i optællingsområdet, er hovedparten af sortænderne observeret udenfor projektområdet, med de største tætheder omkring Asnæs. Tællingerne tyder dermed på, at sortand er forholdsvis fleksibel med hensyn til, hvor fuglene opholder sig i optællingsområdet, og at der såvel indenfor som udenfor projektområdet er egnede rasteområder for sortænder. De observerede muslingeforekomster med værdi for dykænder i

projektområdet og ilandføringskorridoren, er små og fragmenterede og dækker under 1 % af arealet. Det er derfor ikke forekomst af vigtige fourageringsområder der betinger, at sortand og ederfugl evt. raster i projektområdet.

Projektområdet passeres af et stort antal trækkende vandfugle forår og efterår, hvorimod det ligger uden for de almindeligt benyttede trækkorridorer for landfugle.

3.1.5.2 Anlægsfasen

I anlægsfasen vurderes forstyrrelser fra anlægsaktiviteterne og sejlads at medføre en *middel* påvirkning af rastende ederfugle, lappedykkere, lommer, sortænder, fløjlsænder og alkefugle. Påvirkningerne af andre arter af rastende fugle, vurderes som lav.

3.1.5.3 Driftsfasen

Baseret på gennemsnitstal fra optællingsårene (2014-2015 og 2020-2022) vurderes den kystnære havmøllepark og den tilknyttede servicetrafik i driftsfasen i værste fald at føre til fortrængning af op til 3.985 sortænder, 3.298 ederfugle, 253 fløjlsænder, 834 lommer, 211 alkefugle og 216 lappedykkere fra deres nuværende rasteområder.

Dette indirekte habitattab vurderes at udgøre en *middel* påvirkning af bestandene af de pågældende arter. For alle øvrige arter er antallet af fortrængte fugle væsentligt mindre, og påvirkningen vurderes derfor som *lav*. For skarv forventes dog en *positiv* påvirkning.

Påvirkningen som følge af fysiske ændringer af levestedet (direkte habitattab) vurderes ligeledes som værende *lav*.

Beregninger af det forventede antal kollisioner per år viser en *middel* påvirkning for ederfugl, sølvmåge og stormmåge og lav påvirkning for de øvrige arter, der raster i mølleområdet eller trækker igennem det. Eventuelle påvirkninger som følge af barriereeffekter vurderes at være uden betydning.

Vurderingerne gælder for både det foretrukne alternativ, alternativ 1 og alternativ 2.

3.1.5.4 Dekommissioneringsfasen

Påvirkningerne i dekommissioneringsfasen vurderes til at være sammenlignelige med påvirkningerne i anlægsfasen.

3.1.5.5 De tre projekialternativer

Der er generelt ikke stor forskel på det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 med hensyn til påvirkningen af rastende og trækkende fugle. Denne vurdering gælder såvel forstyrrelser og anden påvirkning i anlægs- og dekommissioneringsfaserne som barriereeffekter, fortrængning samt risikoen for, at fugle kolliderer med møllerne i driftsfasen.

Tabel 3.1.5-1 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen for trækkende og rastende fugle.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Forstyrrelse		Anlæg	Middel	Foretrukket

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
	Trækkende og rastende fugle	Drift	Lav	Alternativ1 Alternativ 2
		Dekommissionering	Middel	
Levestedspåvirkning	Rastende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket Alternativ1 Alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Fortrængning/funktionelt tab af levested	Rastende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket Alternativ1 Alternativ 2
		Drift	Middel	
		Dekommissionering	Lav	
Barriereeffekt	Trækkende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket Alternativ1 Alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Lav	
Kollisionsrisiko	Trækkende og rastende fugle	Anlæg	Lav	Foretrukket Alternativ1 Alternativ 2
		Drift	Middel	
		Dekommissionering	Lav	

3.2 Flagermus

3.2.1 Indledning

Flagermus er kendetegnet ved en lang levetid og en meget lav reproduktionsrate, og selv tab af et begrænset antal individer kan potentielt påvirke flagermusbestandene negativt. Det er derfor relevant at undersøge projektets mulige effekter på flagermus.

Dette afsnit beskriver flagermus, og den mulige påvirkning af dem, som følge af projektet på havet. Der henvises til afsnit 9.2 Natur for en beskrivelse af påvirkninger af flagermus som følge af projektet på land. Afsnit 10 Natura 2000 og Bilag IV-arter indeholder en vurdering af flagermus både på hav og land i forhold til beskyttelsen jævnfør Habitatbekendtgørelsen. Det vil sige dels en vurdering af de tre arter af flagermus (bredøret flagermus, damflagermus og Bechsteins flagermus) som er på bilag II og dermed på udpegningsgrundlaget for nogle Natura 2000-områder. Herudover en vurdering af de arter som er på Bilag IV, hvilket for flagermus er alle arter, herunder de 17 arter der er registreret i Danmark.

Der er gennemført feltundersøgelser efter flagermus i 2021. Feltundersøgelsernes formål var at kortlægge om væsentlige trækruter krydser den fremtidige havvindmøllepark og i hvilket omfang flagermus vil søge føde i den fremtidige havmøllepark.

Resultaterne af feltundersøgelserne samt en redegørelse for den eksisterende viden om forekomst af flagermus på havet fremgår af baggrundsrapporten Flagermuskortlægning (WSP, 2024).

3.2.2 Metode

Feltundersøgelserne i 2021 blev gennemført på 6 lokaliteter (Asnæs, Reersø, Fynshoved, Stavreshoved, Sprogø og vindmøllerne nord for Sprogø), med opsætning af i alt 16 lyttebokse (AudioMoth).

På Fyns Hoved, Stavreshoved, Sprogø, Reersø og Asnæs, blev der overvåget forår (medio marts til medio maj) og efterår (medio august til medio oktober). I foråret var der fire perioder med lytning (16/3 - 22/3, 31/3 - 7/4, 15/4 - 22/4 og 29/4 - 7/5). I efteråret var der ligeledes fire perioder med lytning (23/8 - 31/8, 8/9 - 16/9, 20/9 - 27/9 og 4/10 - 11/10).

Detektorerne på havmøllerne ved Sprogø lavede overvågning om sommeren (4/6-28/6 og 2/7-12/7), mens detektorerne på selve Sprogø overvågede både forår, sommer og efterår.

Lokaliteterne Asnæs, Reersø, Fynshoved og Stavreshoved er udvalgt, da de er næs og odder. Det vil sige de steder hvor bæltet er smallest, og hvor flagermus derfor forventes at krydse Storebælt i forbindelse med træk. Lokaliteterne Sprogø og vindmøllerne nord for Sprogø er valgt, for at undersøge hvorvidt flagermus søger føde omkring møller i Storebælt, der står under forhold der er sammenlignelige med forholdene i den fremtidige Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. Møllerne ved Sprogø står i det samme farvand, den geografiske afstand er kort (ca. 20 km) og møllerne står i ca. samme afstand fra kysten (6-7 km). Møllerne ved Sprogø står dog mere centralt i Storebælt, langs en mulig ledelinje i form af Storebæltsbroen og i nærheden af en ø (Sprogø). Detektorplaceringer kan se på Figur 3-27 **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** og er mere detaljeret beskrevet i baggrundsrapporten Flagermuskortlægning (WSP, 2024).



Figur 3-27. Placeringerne for de i alt 12 detektorer der målte flagermusaktiviteten forår (marts-maj) og efterår (august-oktober) 2021 (grønne romber). De 4 detektorer på Sprogø (grønne romber) og de fire på Sprogø-møllerne (røde romber) målte ligeledes aktiviteten i sommerperioden (juni-juli) 2021.

3.2.3 Eksisterende forhold

Fire danske arter af flagermus er langdistance trækkere og er dokumenteret at forekomme på havet. Det drejer sig om troldflagermus, skimmelflagermus, leislers flagermus (kun i Nordsøen og Østersøen) og brunflagermus. Øvrige arter kan forekomme på havet på varme, tørre og vindstille nætter, for at søge føde på insektrige lokaliteter, mens det for enkelte arter vurderes som usandsynligt, at de flyver ud over havet (bredøret flagermus, brun langøre og bechsteins flagermus). (Christensen & Hansen, 2023).

Ved Jammerland Bugt forventes der at være levesteder på land for sydflagermus, dværgflagermus, brunflagermus, vandflagermus, brun langøre og troldflagermus (se afsnit 9.2 Natur). I forbindelse med feltundersøgelserne i 2021 blev følgende arter registreret: troldflagermus, sydflagermus, dværgflagermus, vandflagermus og skimmelflagermus (se baggrundsrapporten Flagermuskortlægning (WSP, 2024).

De seks relevante arter er dværg-, trold-, brun-, syd-, vand- og skimmelflagermus. For alle arterne gælder, at deres bevaringsstatus i denne del af Danmark (den kontinentale region) er gunstig (DCE Aarhus Universitet, 2023) ligesom de alle er vurderet som ikke truet (LC) på den danske rødliste. Bechsteins og leislers flagermus vurderes ikke at være relevante, da de ikke forekommer over de indre danske farvande. De relevante arters biologi er kort beskrevet nedenfor.

Dværgflagermus er en meget lille flagermus og nok den mest almindelige flagermus i Danmark. Ligesom troldflagermus er dværgflagermus kendt for at trække ud fra punkter bl.a. i Sydsverige, om end i mindre antal end troldflagermus (Møller, Baagøe, & Degn, 2013). Rådata fra endnu ikke publicerede undersøgelser af flagermus på havet viser kun få registreringer af dværgflagermus og undersøgelserne indikerer at arten ikke i stort tal trækker over havet.

Troldflagermus er en lille flagermus der er kendt for at trække langt og ofte træffes til havs i forbindelse med trækket (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007). Troldflagermusen er en udpræget trækkende art, og forår og efterår kan den træffes mange steder i Danmark, hvor den ikke er i yngletiden, fx på mange øer, langs digerne i vadehavet, trækkende ud fra sydvendte kyster (efterår) og langt til havs. Arten er meget almindelig i Danmark. På trækket tilbagelægger troldflagermus lange afstande på over 1.000 km og kan bevæge sig 30-50 km hver dag (Diertz, 2007). Arten er den hyppigst registrerede art til havs både i Østersøen og Nordsøen. (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007)

Brunflagermus er den største flagermus i Danmark, og arten er almindelig i Danmark. Brunflagermus er en art der ofte ses jage om dagen, især om efteråret. På træk forår og efterår kan brunflagermus også ses til havs, hvilket bl.a. er dokumenteret fra Kriegers Flak og Øresund. Brunflagermus er kendt for at tilbagelægge store afstande under trækket, der foregår i en sydvestlig retning om efteråret. (Diertz, 2007)

Sydflagermus er en af Danmarks mest almindelige flagermus. Sydflagermus er hovedsageligt stationær og knyttet til menneskelige boliger. Arten bevæger sig sjældent mere end 50 km rundt i landskabet over året (Diertz, 2007). Sydflagermus er dog også truffet til havs (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007).

Vandflagermus er en meget almindelig flagermus-art i Danmark. Arten er specialiseret i at jage insekter lavt over vandet, dog hovedsageligt over ferskvand. Arten overvintrer hovedsageligt i kalkgruber og lignende steder med stabilt lave temperaturer. Arten er fundet trækkende over vand og optræder i stigende antal ved

udtrækspunkter bl.a. i Sydsverige om efteråret (Ahlén I. B., 2009) (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007). Normalt flyver vandflagermus under 3 meter over havoverfladen men er også kendt for at søge op ad strukturer på havet, f.eks. vindmøller og fyrtårne (Ahlén I. B., 2009)

Skimmelflagermus er en mellemstor art der er meget almindelig i den nordøstlige del af Sjælland, men forekommer mere spredt i øvrige landsdele. På den danske rødliste er den vurderet som ikke truet (LC). Skimmelflagermusen er en af de mest udprægede langdistanceflyvere. Skimmelflagermusen er observeret ved udflyvningspunkter på sydsvenske og syddanske kyster og også jagende og trækkende langt til havs. (Møller, Baagøe, & Degn, 2013).

3.2.3.1 Observationer på de enkelte lokaliteter

Nedenfor er kort refereret resultaterne fra flagermusundersøgelserne på de seks lokaliteter. For en yderligere uddybning henvises til baggrundsrapporten Flagermuskortlægning (WSP, 2024).

3.2.3.1.1 Fyns Hoved

Det er registreret få flagermus på Fyns Hoved. Troldflagermus og dværgflagermus er de arter der blev registreret oftest. Brunflagermus blev kun registreret to gange i efteråret. Sydflagermus og vandflagermus blev registreret enkelte gange i efteråret. Der er ingen tegn på væsentlig trækaktivitet på Fynshoved hverken forår eller efterår. Registreringerne af både trold- og dværgflagermus er så jævnt fordelt over hele sæsonen, at der vurderes at være tale om dyr fra små lokale bestande.

3.2.3.1.2 Stavreshoved

Der var mere flagermusaktivitet ved Stavreshoved end ved Fyns Hoved. Især dværgflagermus var meget hyppig i området og det er muligt, at der er en ynglekoloni i skoven. De to egentlige trækflagermus, brunflagermus og troldflagermus optrådte kun i relativt lille antal og jævnt fordelt over hele foråret.

Der er ingen indikation på et væsentligt træk i området om foråret. Dog kan en lidt højere aktivitet af især troldflagermus i slutningen af april og starten af maj være et udtryk for trækkende dyr.

I efteråret var aktivitetsniveauet af både dværgflagermus, troldflagermus og brunflagermus højere end i foråret og det vurderes, at dele af denne aktivitetsstigning kan tilskrives trækkende flagermus. Særligt for troldflagermus og brunflagermus vurderes aktivitetsmønsteret med høj aktivitet i få dage og meget svingende registreringer at indikere, at der er tale om trækkende individer.

3.2.3.1.3 Reersø

Langs kysten på Reersø blev der i slutningen af april registreret en ret høj aktivitet af især dværg- og troldflagermus (10-20 registreringer pr. detektor pr. nat), der kan være relateret til trækaktivitet. Især for troldflagermus tyder det på trækaktivitet, da arten optræder hyppigt i en ganske kort periode omkring månedsskiftet april-maj.

I efteråret ses generelt højere aktivitet hos især brun-, trold- og dværgflagermus. Det er sandsynligt, at dette skyldes trækkende flagermus, da et mønster med relativt få dage med stor aktivitet ikke tyder på, at der er lokale dyr, da disse vil optræde mere stabilt.

3.2.3.1.4 Asnæs

Der var meget få flagermusregistreringer i foråret på denne lokalitet og ingen tegn på væsentlig trækaktivitet. I efteråret ses lidt mere aktivitet, dog væsentligt lavere end observeret på Reersø og ved Stavreshoved. Der er ikke indikationer på at Asnæs er en væsentlig træklokalitet for trold- og brunflagermus. Dværgflagermus

forekommer med et jævnt, middelhøjt antal registreringer hele efterårsperioden, hvilket sandsynligvis kan relateres til en lokalbestand i skovene på Asnæs.

3.2.3.1.5 Sprogø

Sprogø besøges regelmæssigt af flagermus både forår og sommer. Generelt er der dog tale om lav aktivitet og i de fleste tilfælde formentligt enkelte dyr, der passerer hen over øen.

Om efteråret er der lidt flere registreringer, og det er sandsynligt at øen passeres regelmæssigt af trækkende brun-, trolld-, dværg- og skimmelflagermus, men aktivitetsniveauet er lavt sammenlignet med Reersø og Stavreshoved.

3.2.3.1.6 Havmøllerne nord for Sprogø

Flagermusaktivitet omkring havmøllerne nord for Sprogø blev undersøgt i sommerperioden (juni-juli). Generelt var der meget få registreringer og forekomsterne må for de fleste arter betegnes som tilfældige. I en nat med vindhastigheder på under 5 m/s, relativ høj luftfugtighed og en temperatur ved solnedgang på ca. 15 grader var der dog med gennemsnitligt 5 registreringer pr. detektor, betydeligt flere registreringer af brunflagermus og skimmelflagermus end på alle øvrige nætter, hvor tallet gennemsnitligt aldrig var over 1 pr. detektor og hvor der slet ingen registreringer var på 25 af de i alt 35 nætter hvor der blev registreret.

3.2.4 Potentielle trækruter i det nordlige Storebælt

Træk i foråret (marts-maj)

Der blev i foråret registreret mest flagermusaktivitet på Reersø, fra primært trolldflagermus, men også dværgflagermus. På Reersø var der registreringer med høj aktivitet i korte perioder, særligt for trolldflagermus, hvilket tyder på træk. For Stavreshoved kan den lidt forhøjede aktivitet af trolldflagermus i slut april og start maj være trækaktivitet, men det er mere usikkert end for Reersø. . Aktiviteten var lav på Fyns Hoved, Asnæs og Sprogø og mere jævnt fordelt, hvilket ikke tyder på træk.

Undersøgelsen indikerer således, at der om foråret kan være en trækrute for flagermus fra Stavreshoved til Reersø. Undersøgelsen viser ikke kortvarigt højere aktivitetsniveauer om foråret fra flagermusarter som er kendt for at trække, ved Fyns Hoved, Asnæs eller Sprogø. Undersøgelsen indikerer dermed ikke trækruter over havet fra disse lokaliteter.

Tabel 3-2 Gennemsnitligt antal registreringer per detektor per nat målt over 32-34 nætter i forårsperioden (16. marts – 7. maj).

Flagermus	Brunflagermus	Trolldflagermus	Dværgflagermus	Skimmelflagermus
Fyns Hoved	0	0,2	2,8	0
Stavreshoved	0,3	0,7	8,8	0
Sprogø	0,1	0,3	0,1	0,01
Reersø	1,0	16,1	62,7	0
Asnæs	0	0,06	0,31	0,06

Træk i efteråret (august-oktober)

Der blev i efteråret registreret mest flagermusaktivitet på Reersø, men også høj aktivitet på Stavreshoved. Data indikerer for begge lokaliteter, at der var tale om trækaktivitet, da der var korte perioder med høj aktivitet.

Aktiviteten var lav på Fyns Hoved, Asnæs og Sprogø, og uden indikation af trækaktivitet på disse tre lokaliteter, da der var tale om et mere regelmæssigt og ensartet aktivitetsniveau (Tabel 3-3). Data viser, at der om efteråret er et potentielt træk af flagermus fra Reersø til Stavreshoved og langs Storebæltsbroen over Sprogø.

Tabel 3-3 Gennemsnitligt antal registreringer per detektor per nat målt over 34 nætter i efterårsperioden (23. august – 12. oktober). Sydflagermus blev kun registreret enkelte gange på Fyns Hoved og er ikke medtaget i tabellen.

Flagermus	Brunflagermus	Troldflagermus	Dværgflagermus	Skimmelflagermus
Fyns Hoved	0,03	0,3	4,5	0
Stavreshoved	8,3	16,3	32,6	0,1
Sprogø	1,2	1,6	3,2	0,1
Reersø	2,6	50,5	96,4	0
Asnæs	0,2	1,6	11,3	0

3.2.4.1 Fødesøgende flagermus på havet og omkring vindmøller

Der var kun få flagermusregistreringer på Sprogø og ved møllerne nord for Sprogø i sommerperioden. Der blev registreret brunflagermus, troldflagermus, dværgflagermus og skimmelflagermus, men tilsammen for de fire arter, blev der kun registreret 0,26 flagermus pr. nat pr. detektor. Eneste undtagelse var d. 13. juli, hvor der var meget lave vindhastigheder (under 5 m/s i nacellehøjde), relativ høj luftfugtighed og en temperatur ved solnedgang på ca. 15 grader. Denne nat blev der registreret 3,7 brunflagermus og 1,7 skimmelflagermus pr. detektor (se figur 24 i baggrundsrapporten Flagermuskortlægning).

Møllerne nord for Sprogø står i omtrent samme afstand fra fastlandet (7 km) som Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil gøre (minimum 6 km). Møllerne ved Sprogø står ikke i en bugt, men ligger 800 meter fra en lille ø (Sprogø), som er forbundet med fastlandet med en mulig ledelinje i form af Storebæltsbroen.

Undersøgelsen indikerer, at flagermus ikke i væsentligt omfang søger føde ved vindmøller flere kilometer ude i Storebælt.

3.2.5 Miljøpåvirkninger

3.2.5.1 Anlægs og dekommissioneringsfasen

Anlægs- og dekommissioneringsfasen på havet vurderes ikke at udgøre en risiko for flagermus. Aktiviteterne kan ikke påvirke yngle- eller rastesteder, da sådanne ikke findes på havet. Under anlægsarbejde og dekommissionering vil møllerne ikke være i drift og vingerne vil ikke rotere. Flagermus flyver ikke ind i strukturer, der ikke bevæger sig. Derfor vurderes der ingen påvirkning at være, hverken i anlægs- eller dekommissioneringsfasen. Væsentlige påvirkninger på trækkende flagermus kan derfor afvises.

Tabel 3-4 Samlet påvirkning i anlægsfasen og dekommissioneringsfasen i relation til flagermus.

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning (Foretrukne, Alternativ 1, Alternativ 2)
Kollision	Flagermus	Ingen	Stor	Stor	Ingen
Dødelige barotraumer	Flagermus	Ingen	Stor	Stor	Ingen

3.2.5.2 Driftsfasen

Hvis møllerne placeres i områder hvor flagermus trækker eller søger føde, er der i driftsfasen risiko for, at flagermus kolliderer med vindmøllernes roterende dele (vingerne) eller at der opstår skader på flagermusene som følge af det vindtryk der skabes omkring møllernes vinger når de roterer (Barotrauma).

Feltundersøgelserne viser to potentielle trækruter for flagermus på tværs af det nordlige Storebælt. Mellem Reersø på Sjælland og Stavreshoved på Fyn både forår og efterår (primært brunflagermus og troldflagermus, muligvis også dværgflagermus) og langs Storebæltbroen om efteråret (brunflagermus, troldflagermus, dværgflagermus og skimmelflagermus).

En trækrute mellem Reersø og Stavreshoved betyder, at flagermusene trækker syd om projektområdet. Det vurderes at den potentielle trækrute for flagermus, til og fra Reersø, ikke påvirkes som følge af projektet, da flagermusene vil trække syd om projektområdet.

Storebæltbroen ligger ca. 20 km syd fra projektområdet, og påvirkning af flagermus langs den potentielle trækrute mellem Halskov og Knudshoved over Sprogø, kan derfor udelukkes.

Tidligere undersøgelser af flagermus viser, at flagermus kan søge føde langt ude på havet (Ahlén I. B., 2009). Det vides fra mange undersøgelser, at insekter på visse årstider og under bestemte vejrforhold kan blive tiltrukket af vindmøllernes rotorblade og tårne og der kan derfor under de rette vejrforhold akkumuleres store ansamlinger af insekter omkring vindmøller, som flagermus kan fouragere på (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009). Ansamlingen af insekter skyldes formodentligt, at mølledelene opvarmes om dagen og udstråler varme om natten, og at denne varme tiltrækker insekter. Fænomenet optræder kun ved lave vindhastigheder (under 5-6 m/sek.), da insekterne ved højere vindhastigheder drifter væk fra møllerne. Fænomenet forekommer både ved landbaserede vindmøller og ved kystnære havmøller, samt havmøller længere til havs placeret i trækkorridorer og er mest udbredt i sensommeren (august måned) (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009). Foreløbige, ikke publicerede, data fra Kriegers Flak Havmøllepark tyder på, at fødesøgende flagermus på havet primært forekommer i sensommeren og stort set udelukkende på nætter med helt stille vejr, dvs. med vindhastigheder på under 3 m/s, målt på vejrstationer på kysten (Christensen & Hansen, 2023). Formentlig fordi der på denne årstid hvor de store natsværmere trækker og ved disse vejrforhold, er gode fødesøgningsmuligheder for de insektspisende flagermus. Flagermus antages kun at søge føde på havet, hvis belønningen i form af godt fødeudbud er større end risikoen ved at flyve ud over havet.

Feltundersøgelserne omkring vindmøller i Storebælt (eksisterende vindmøller nord for Sprogø, ca. 20 km fra projektområdet for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark) viser, at der kun i begrænset omfang registreres fødesøgende flagermus ved havmøller i Storebælt og ved lave vindhastigheder.

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark placeres minimum 6 km fra kysten og det er muligt, at enkelte flagermus, især i sensommerperioden på lune, tørre og stille nætter kan flyve ud fra kysten for at fouragere på de insekter, der flyver over det åbne hav og evt. tiltrækkes af vindmøllerne. Det vurderes, at dette kun vil ske sjældent og vil være få individer, på nætter med lav vindhastighed, lune temperaturer og uden nedbør, som det ses omkring møllerne nord for Sprogø. Det vurderes, at Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark kan medføre en lav påvirkning af fødesøgningsadfærd i Jammerland Bugt for dværg-, trold-, brun-, syd-, vand- og skimmelflagermus, da møllerne opvarmes og derfor kan tiltrække flagermusenes fødegrundlag og dermed flagermusene. Med en afledt risiko for kollision med møllevingerne. De nævnte arter er almindelige, de er ikke

røddlistede og deres bevaringsstatus er gunstig (DCE Aarhus Universitet, 2023). Det vurderes samlet, at en væsentlig påvirkning af bestandene for dværg-, trolde-, brun-, syd-, vand- og skimmelflagermus kan udelukkes.

Tabel 3-5 Samlet påvirkning i driftsfasen i relation til flagermus på havet.

Påvirkning	Receptor	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning (Foretrukket projekt, Alternativ 1, Alternativ 2)
Risiko for kollision og barotraume	Trækruter for flagermus	Ingen	Stor	Stor	Ingen
Fødesøgning med risiko for kollision og barotraume	Fødesøgende flagermus	Lav	Stor	Stor	Lav

3.2.6 Sammenfatning

Anlægsfasen og dekommissioneringsfasen for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vurderes ikke at medføre en risiko for påvirkning af flagermus. Den mulige påvirkning er ved kollision (eller lufttryk fra vingernes bevægelse), og det er ikke relevant når vingerne ikke bevæger sig.

I driftsfasen risikerer flagermus der flyver tæt forbi møllerne at blive ramt af vingerne eller at blive skadet af lufttrykket fra vingernes bevægelse (barotrauma). De gennemførte feltundersøgelser viser, at der findes en potentiel trækrute mellem Reersø på Sjælland og Stavreshoved på Fyn samt langs Storebæltsbroen. Der blev ikke fundet indikation på andre trækruter. Den potentielle trækrute for flagermus, til og fra Reersø, går syd om projektområdet for vindmølleparken og der vurderes derfor ikke at være en påvirkning.

De gennemførte feltundersøgelser viser at der kun i begrænset omfang registreres fødesøgende flagermus ved havmøller i Storebælt og primært ved lave vindhastigheder.

Samlet set vurderes det for projektets marine del, at en væsentlig påvirkning af flagermus kan udelukkes.

Tabel 3-6 Sammenfatning af påvirkningen i anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfasen i relation til trækkende og fødesøgende flagermus på havet.

Påvirkning	Receptor	Fase	Samlet påvirkning	Projekt
Risiko for kollision og barotraume	Trækruter for flagermus	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Ingen	
		Dekommissionering	Ingen	
Fødesøgning med risiko for kollision og barotraume	Fødesøgende flagermus	Anlæg	Ingen	Foretrukket projekt, alternativ 1 og alternativ 2
		Drift	Lav	
		Dekommissionering	Ingen	

3.3 Havpattedyr

3.3.1 Indledning

I dette afsnit behandles Jammerland Bugt Kystnær Havmølleparks mulige konsekvenser for relevante arter af havpattedyr, nemlig gråsæl, spættet sæl og marsvin. Afsnit 10 Natura 2000 og Bilag IV-arter indeholder en vurdering af marsvin i forhold til beskyttelsen jævnfør Habitatbekendtgørelsen.

Relevante arter af havpattedyr som er medtaget, følger anbefalingerne i Tougaard et al. (2021). Andre arter af havpattedyr, som kan optræde sporadisk i de danske farvande, er således ikke behandlet i nedenstående afsnit.

Den største kendte trussel mod marsvin og sæler kommer fra utilsigtet bifangst ved garnfiskeri, men også forurening, undervandsstøj, stærk bådtrafik og nedsat fødemængde (f.eks. som følge af overfiskeri) kan have en negativ indflydelse på dyrene. Det vurderes i det følgende, hvordan projektet kan påvirke marsvin og sæler under anlæg, drift og dekommissionering af havmølleparken.

Alle hvalarter optræder på bilag II og bilag IV i EU's habitatdirektiv (92/43/EEC) (EU, 1992) og er desuden dækket under EU's havstrategidirektiv. Derudover står de på bilag II i Bern-konventionen, bilag II i Bonn-konventionen og bilag II i Convention on the international Trade in Endangered Species (CITES). De er også beskyttet af aftalen 'Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas' (ASCOBANS under Bonn-konventionen) samt HELCOM.

Sælerne står opført på bilag II og bilag V i EU's habitatdirektiv (92/43/EEC), og er tilsvarende dækket af EU's havstrategidirektiv. De er listet på bilag II i Bern konventionen, bilag II i Bonn-konventionen og bilag II i Washingtonkonventionen (CITES). Derudover er de beskyttet under Conservation of Migratory Species of Wild Animals, som er indført for at beskytte spættede sæler i Vadehavet. Gråsæl er på den danske Rødliste vurderet som Sårbar (VU), mens spættet sæl er vurderet som Livskraftig (LC).

3.3.2 Metode

Forekomsten af havpattedyr i området omkring Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark er baseret på den nyeste tilgængelige viden om bestandene af sæler og marsvin i Storebælt (Søgaard, et al., 2018; Unger, et al., 2021; Sveegaard S., 2022; Hansen & Høgslund, 2023; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018), resultater af undersøgelser der blev udført i forbindelse med forundersøgelserne (Orbicon, 2018a) samt yderligere undersøgelser som er udført i 2020, 2021 og 2022 (BioConsult SH, 2023) for det konkrete projekt. Herudover baseres nærværende afsnit på videnskabelige artikler og rapporter om, hvordan havpattedyr påvirkes af større anlægsprojekter, med særligt fokus på undervandsstøj i forbindelse med nedramning af monopæle (Tougaard & Michaelsen, 2018; Nabe-Nielsen, et al., 2018; WSP & BioConsult SH, 2021; Orbicon | WSP, 2020b; NIRAS, 2021a; Orbicon, 2014d).

3.3.2.1 Datagrundlag

Der er i perioden oktober 2014 til april 2015 foretaget en kortlægning af forekomsten af fugle og havpattedyr i et stort område, inden for hvilket Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark planlægges etableret (Orbicon,

2018a). De gennemførte feltundersøgelser vedrørende forekomsten af marsvin og sæler, er udført ved linjetransekt-registreringer fra fly (i alt 5 surveys). Derudover er der i perioden september 2020 til maj 2022 gennemført yderligere 22 feltundersøgelser fra fly efter samme metode som i 2014-2015. Antallet af havpattedyr er i nærværende afsnit beskrevet for flytællingerne gennemført i 2014 og 2015 samt i 2020-2022, i et stort område inden for hvilket havmølleparken ønskes etableret. Tætheden af dyr anvendt til at beregne hvor mange dyr, som påvirkes af støj under nedramning af projektets monopæle baseres på overvågningsdata fra Storebælt for både marsvin og sæler (Unger, et al., 2021; Søgaard, et al., 2018; Hansen & Høgslund, 2023; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Hammond et al., 2021; Gilles, et al., 2023).

Desuden er der benyttet data fra 5 C-PODs (akustiske lyttestationer) fra henholdsvis områderne 'Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord' samt 'Centrale Storebælt og Vresen', som udgør en del af den nationale artsovervågning i Storebælt i henholdsvis 2012 og 2014 (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) samt 2017/18 (Hansen & Høgslund, 2023). Disse data er anvendt for at se på marsvins aktivitetsmønster hen over året nær projektområdet.

3.3.2.2 Vurderingsgrundlag

Etableringen (anlæg, drift og dekommissionering) af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark inkl. kabeludlægning kan potentielt have en negativ påvirkning på havpattedyr i området. De største påvirkninger opstår som følge af undervandsstøj i forbindelse med nedramning af møllefundamenter og i mindre grad som følge af støjpåvirkninger over vand (kun relevant for sæler) samt i forbindelse med suspenderet sediment ved nedlægning af kabler.

I driftsfasen vil der forekomme støj fra møllerne. Derudover vil kablerne skabe et elektromagnetisk felt, som kan påvirke havpattedyr (Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Ved etablering af møllefundamenterne erstattes det naturligt forekommende habitat med et introduceret hårbundssubstrat i form af erosionsbeskyttelse af sten, hvilket kan betyde en ændring i sammensætningen af fiskesamfundet, som er fødekilde for både sæler og marsvin.

Vurderinger af de potentielle påvirkninger af havpattedyr (sæler og marsvin) udarbejdes på baggrund af individuelle vurderinger af belastningens størrelse (intensitet/kompleksitet, varighed og omfang), dyrenes følsomhed overfor påvirkningen, samt graden af påvirkningen (betydningsgrad). For en mere detaljeret gennemgang af vurderingsmetoden, se kapitel 6.

De potentielle påvirkninger af havpattedyr, fordelt på projektfase, er sammenfattet i Tabel 3-7. De potentielle påvirkninger er beskrevet og vurderet for de 3 projektfaser i de nedenstående afsnit. I de afsnit, hvor det er hensigtsmæssigt, er vurderingen underopdelt for hvert af projektets faser.

Tabel 3-7 Potentielle påvirkninger af havpattedyr i projektets forskellige faser.

Potentiel påvirkning	Anlæg	Drift	Dekommissionering
Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning	X		X
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (undervandsstøj)	X		
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (luftbåren støj)	X		
Kortvarigt habitattab ved nedramning som følge af bortskræmning	X		

Potentiel påvirkning	Anlæg	Drift	Dekommissionering
Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj mv., som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området	X	X	X
Langvarige habitattændringer som følge af indførsel af nyt hårdt substrat		X	
Undervandsstøj fra detonering af UXO (ueksploderet ammunition), som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd	X		
Adfærdsændringer pga. elektromagnetisme, som kan påvirke dyrene		X	

3.3.2.3 Støjmodellering og kriterier for havpattedyr

Langt den største støjpåvirkning fra projektet vil stamme fra nedramning af monopæle. Vurderingen tager udgangspunkt i det foretrukne projekt og de to alternativer. Antallet af havmøller varierer fra 16 til 21 stk. for de vurderende alternativer, ligesom størrelsen af møller varierer (se projektbeskrivelsen afsnit 4).

Modelleringen af undervandsstøj er foretaget for det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 (se detaljer i afsnit **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** Undervandsstøj). Beskrivelsen af metoden for modelleringen samt resultaterne af beregningerne fremgår af den tekniske baggrundsrapport (ITAP, 2024) og er opsummeret i afsnit **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**

Potentielle påvirkninger af marsvin og sæler i form af permanent høretab (Permanent Threshold Shift, PTS) og midlertidig hørenedsættelse (Temporary Threshold Shift, TTS) er baseret på ny viden på området, jf. Energistyrelsens retningslinjer fra maj 2022 (Energistyrelsen, 2022a).

For så vidt angår permanent høretab (PTS) og midlertidig hørenedsættelse (TTS) af havpattedyr som følge af udsættelse for kraftig lyd, følges anbefalingerne fra USA (NOAA, 2016; NOAA, 2018; Southall, et al., 2019), som er blevet implementeret i de danske retningslinjer (Energistyrelsen, 2022a). Hovedlinjerne er, at grænseværdien for tilladelig eksponering af havpattedyr defineres af den mindste påvirkning, der kan medføre et permanent høretab (PTS) eller midlertidig hørenedsættelse (TTS). Disse grænseværdier udregnes som kumuleret akustisk energi (eksponeret dosis, sound exposure level, SEL) over den samlede eksponering af dyret, dog begrænset til et maksimum på 24 timer. Dosis beregnes fra frekvensvægtede lydtryk, hvorved der tages højde for, at de forskellige arter ikke har lige god hørelse over hele frekvensspektret (Tabel 3-8).

Tabel 3-8 Anvendte tålegrenser for vurdering af støjpåvirkninger på havpattedyr.

Effekt	Anvendt kriterie - Sæler	Anvendt kriterie - Marsvin	Reference
Permanent høretab (PTS)	185 dB, SELcum, PCW	155 dB, SELcum, VHF	(Energistyrelsen, 2022a)
Midlertidig hørenedsættelse (TTS)	170 dB, SELcum, PCW	140 dB, SELcum, VHF	(Energistyrelsen, 2022a)
Adfærdsændringer	103 dB, SELcum, VHF	103 dB, SELcum, VHF	(Russell, et al., 2016) (Energistyrelsen, 2022a)

Påvirkning fra støj kan også være i form af forstyrrelse af havpattedyrenes adfærd. Dette kan være i form af bortskræmning fra et større eller mindre område omkring støjkilden, hvor dyrene antages at vende tilbage til området, når støjkilden er væk. Påvirkningen kan også være en ændring af adfærden uden bortskræmning, f.eks. i form af ophør af fødesøgning eller hvile (Bas, Christiansen, Öztürk, Öztürk, & McIntosh, 2017). I begge tilfælde er effekten en negativ påvirkning af dyrenes energibalance på grund af et øget energiforbrug til flugt og mindre tid til rådighed for fødesøgning. En enkeltstående, mindre påvirkning vil næppe have nogen målbar effekt på det enkelte dyr, men effekten akkumuleres over gentagne forstyrrelser og på et tidspunkt vil påvirkningen være tilstrækkelig til, at dyrets fitness og/eller reproduktionsevne påvirkes negativt. Sker dette samtidigt for et større antal individer, vil den samlede effekt være en negativ påvirkning af bestanden (lavere

økologisk bæreevne og lavere vækstrate). I praksis er det imidlertid meget vanskeligt at estimere disse påvirkninger på bestandsniveau og i praksis umuligt at måle dem direkte.

Til beregning af udstrækningen af det forstyrrede areal anvendes en tærskelværdi på 103 dB for marsvin jf. de danske retningslinjer (Energistyrelsen, 2022a). For de øvrige arter findes ikke generaliserede reaktionstærskler, dvs. tærskler udtrykt ved et modtaget lydtryk, evt. frekvensvægtet som for marsvin. Studier af sælers reaktioner på pæleramning i forbindelse med vindmøllebyggerier viser, at sæler reagerer på disse lyde på afstande, der er sammenlignelige med reaktionsafstande for marsvin (Russell, et al., 2016), hvorfor de modellerede påvirkningsafstande for marsvin også benyttes for sæler.

Når den samlede påvirkning skal vurderes, er det væsentligt at tage områdets betydning samt den pågældende bestands følsomhed i betragtning. I områder af mindre betydning vil påvirkningen på dyrene således også være mindre end i områder af større betydning, såsom yngleområder eller vigtige fourageringsområder. På samme måde kan bestande i gunstig bevaringsstatus også tåle større påvirkning end bestande, der er vurderet at have ugunstig bevaringsstatus.

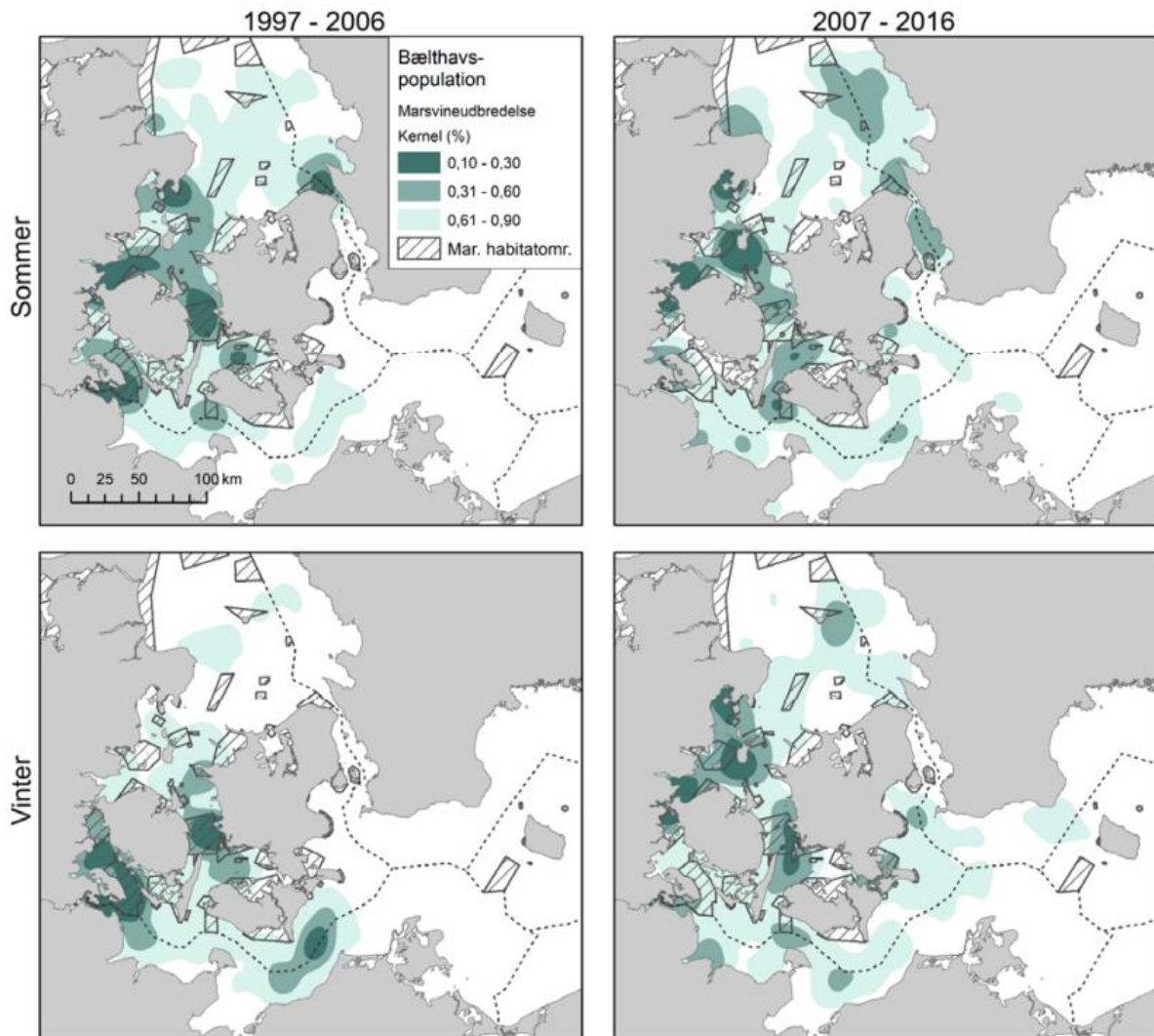
For yderligere information vedrørende den gennemførte støjmodel for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark henvises til ITAP (2024) samt afsnit 8.17 i nærværende rapport.

3.3.3 Eksisterende forhold

3.3.3.1 Marsvin (*Phocoena phocoena*)

Marsvin er den mest almindelige hvalart i Danmark og kan ses året rundt i de danske farvande. Marsvin er en af de mindste tandhvaler og har en gennemsnitlig levealder på 8-10 år og en maksimal levealder på 20 år (Bjørge & Tolley, 2009). Dette er en relativ kort levealder sammenlignet med andre tandhvaler. Marsvinet er meget alsidigt i sit fødevalg, men lever typisk af forskellige arter af fisk, både pelagiske og bundlevende arter. Fisk, der er skjult i blødbund, lokaliseres ved at udsende ekkoorienteringslyde. Dermed er marsvin en af 11 hvalarter, der bruger en højfrekvent biosonar til at lokalisere føde og til at orientere sig under vandet (Miller, 2013). Der er ikke påvist særlige yngleområder i nærheden af undersøgelsesområdet, men det vurderes, at marsvin kan yngle overalt i de danske farvande.

På baggrund af forskelle i genetik, morfologi og bevægelsesmønster er marsvin opdelt i 3 populationer/forvaltningsenheder: Nordsø-, Østersø- og Bæltpopulationerne (Galatius, Kinze, & Teilmann, 2012; Sveegaard, et al., 2015; Wiemann, et al., 2010; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Det må antages primært at være marsvin tilhørende Bæltpopulationen, som befinder sig i projektområdet i Jammerland Bugt. Bæltbestanden dækker den sydlige del af Kattegat, Storebælt, Øresund og den vestlige Østersø (Sverige, Tyskland og Danmark). Marsvinet er ikke jævnt fordelt, men samler sig i såkaldte hotspots, hvilket menes at være drevet af byttetilgængelighed (Gilles A. S., 2011; Sveegaard S., et al., 2012). På baggrund af satellitsendere påsat over 130 marsvin siden 1997 er særligt vigtige områder og migrationskorridorer for bæltpopulationen blevet kortlagt (Sveegaard, Teilmann, Tougaard, & Dietz, 2011; Sveegaard, et al., 2015; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) (Figur 3-28).



Figur 3-28 Fra (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Udbredelse af de satellitmærkede marsvin i bæltshavsforvaltnings-området analyseret som Kernel-tætheder (desto mørkere farve desto højere tæthed) fordelt på 10-års periode to sæsoner (Sommer: apr-sep, vinter: okt-mar). Antallet af marsvin og positioner per analyse: 1997-2006, sommer: 39 dyr/1958 pos., 1997-2006, vinter: 18 dyr/765 pos., 2007-2016, sommer: 43 dyr/1540 pos., 2007-2016, vinter: 33 dyr/1076 pos.

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ligger i den nordlige del af delområdet "Storebælt", der i undersøgelsen vurderes at være et vigtigt område for marsvin i de indre danske farvande. Om Storebælt hedder det desuden, at især området omkring Storebæltbroen er af betydning året rundt, mens Kalundborg Fjord særligt benyttes i vinterhalvåret. Høje tætheder af hunner blev fundet i alle dele af Storebælt, og Storebælt udgør desuden den vigtigste korridor for dyr, der vandrer mellem de nordlige og sydlige danske farvande. Selve det område, hvor Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ønskes placeret, er ikke angivet som et højdensitetsområde (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) og synes at være af mindre betydning for bestanden i perioden 2007-2016 end for perioden 1997-2006. I forbindelse med SCANS-IV i juni/juli 2022, blev der ved flytællinger optalt marsvin i og omkring projektområdet (Sveegaard S., 2022).

Marsvinekalve er sammen med deres mor i de første 10-11 måneder fra fødslen (Lockyer & Kinze, 2003) og er i den periode særligt følsomme over for forstyrrelser, som kan føre til mor-kalv separation. Bæltshavsmarsvin

føder deres unger i april-oktober (Lockyer & Kinze, 2003). Antallet af nyfødte kalve stiger fra maj (her fødes 9,1% af ungerne) til juni (6,9-10,6%) og når en top i juli-august (11,5 -23,8%) (Kinze, 1990). Den sårbare periode dækker derfor hele året for Bælthavsmarsvin, men sårbarheden er størst fra maj til og med august, da der potentielt er et højt antal af nyfødte kalve på dette tidspunkt. Der er ikke observeret nogen kalve i projektområdet ved Jammerland Bugt, hverken fra feltundersøgelserne i 2014-2015 (Orbicon, 2018a) eller 2020-2022 (BioConsult SH, 2023) eller i forbindelse med de nationale tællinger fra 2020 (Unger, et al., 2021).

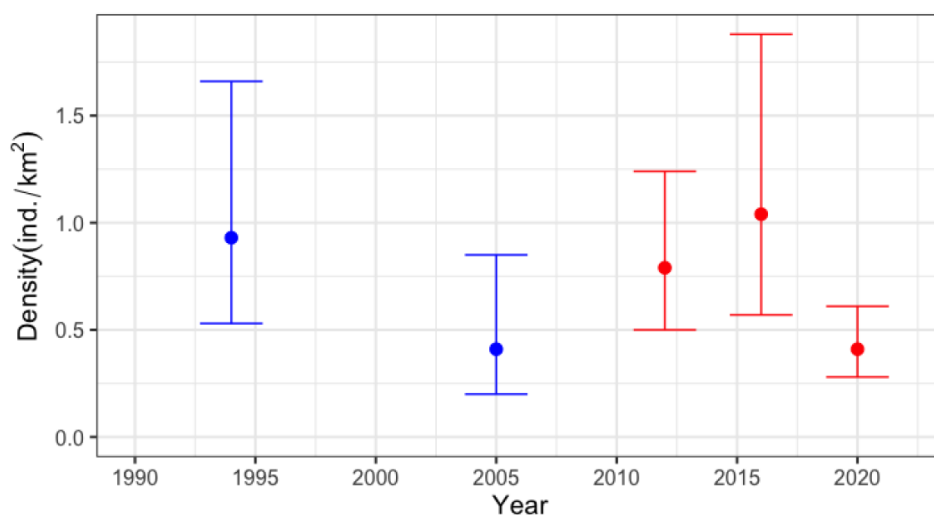
I forbindelse med flytællinger udført for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark i 2014 og 2015 (Orbicon, 2018a) blev der registreret 76 individer inden for hele undersøgelsesområdet (6 marsvin inden for projektområdet for selve havmølleparken, og 70 individer uden for projektområdet). Ved de 22 flytællinger udført i 2020-2022 blev der registreret i alt 39 marsvin, hvor det største antal var i juli og november 2021 (8 marsvin), og det næststørste i marts 2022 (5 marsvin). Af de 8 marsvin der blev observeret i juli 2021, var der kun ét af marsvinene der blev registreret inden for undersøgelsesområdet (se Fig. 3-11 i (BioConsult SH, 2021)). Både tællingerne udført i 2014 og 2015 samt 2020-2022, er blevet gennemført i henhold til retningslinjerne for fugletællinger, se afsnit **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**, hvor man også valgte at tælle marsvin. En væsentlig forskel ved retningslinjerne for fugle og marsvin (Sveegaard & Teilmann, 2018; Petersen, Sterup, & Nielsen, 2019) er flyvehøjden på henholdsvis 250 fod (76 m) og 600 fod (183 m).

Tællinger af marsvin i en højde på 250 fod anvendes dog i andre lande, herunder Tyskland, hvor der kræves minimum 60 til 80 observationer per flyvning, før man kan beregne egentlige tætheder af dyr (Thomsen, Ugarte, & Evans, 2005). Ved de gennemførte flyvninger er der ikke blevet observeret et tilstrækkeligt antal dyr per flyvning, hvorfor man ikke kan foretage egentlige tæthedsberegninger for marsvin i området for 2014/2015 og 2020/2022. Selv, hvis flyvningerne var blevet gennemført i 600 fods højde, ville antallet af dyr optalt inden for de undersøgte transektlinjer i 2020, 2021 og 2022 sandsynligvis være for få til at foretage egentlige tæthedsberegninger. Dette er en kombination af, at det undersøgte område er lille, samt at densiteten af dyr i området er lav. I nærværende miljøkonsekvensrapport er tæthedsberegningerne fra henholdsvis SCANS-III (Hammond et al., 2021), MiniSCANS-II (Unger, et al., 2021) og SCANS-IV (Gilles, et al., 2023) derfor anvendt (se beskrivelse herunder).

Bælthavspopulationen af marsvin er optalt og estimeret i 2012, 2016, 2020 og 2022 i forbindelse med SCANS og MiniSCANS-undersøgelser (Viquerat et al., 2014; Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021) I 1994 og 2005 var der også SCANS-tællinger, men disse data inkluderes ikke i nærværende rapport, da undersøgelsesområderne der dækker populationen, ikke er identiske med de nyere data, da populationens udbredelse først er blevet kendt i de senere år (se evt. Figur 3-29 samt (Gilles, et al., 2023)). Tællingerne i de indre danske farvande blev under MiniSCANS-I i 2012 (Viquerat et al., 2014) og SCANS-III i 2016 udført fra skib (Hammond et al., 2021), mens der blev lavet flytællinger under MiniSCANS-II i 2020 (Unger, et al., 2021) og SCANS-IV i 2022 (Gilles, et al., 2023). Der var ikke signifikant forskel i populationsestimererne fra 2012 og 2016, hvor bestanden blev estimeret til hhv. ca. 40.475 (95 % konfidensinterval: 25.614 – 65.041) og ca. 42.324 marsvin (95 % konfidensinterval: 23.368 – 76.658) (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Hammond et al., 2021; Unger, et al., 2021). Efter tællingerne i 2016 blev det formodet, at populationen i Storebælt var stabil på ca. 40.000 individer (Hammond, et al., 2017; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Viquerat et al., 2014). Denne formodning blev dog udfordret efter tællinger udført i 2020 i forbindelse med MiniSCANS-II. Baseret på tællingerne i 2020 blev populationen i Storebælt nu estimeret til at være 17.301 marsvin (95 % CI = 11.695-25.688) (Unger, et al., 2021), hvilket var det laveste bestandsestimat siden man reviderede populationernes udbredelse i 2012 (Se Figur 3-29). Dette lavere bestandsestimat er i forbindelse med de seneste tællinger fra 2022 blevet bekræftet. Baseret på tællingerne i 2022 blev Bælthavspopulationen

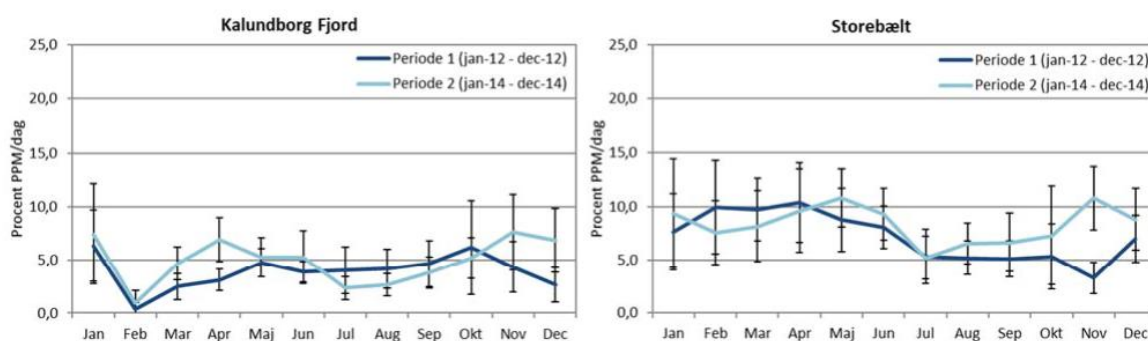
estimeret til at være 14.403 marsvin (95 % CI = 9.555-21.769) (Gilles, et al., 2023). Tællingerne fra 2020 gav anledning til bekymring med hensyn til bæltthavspopulationens udvikling og status. Unger et al. (2021) nævner, at variansen mellem disse nye og især variansen på data fra 2016 betyder, at der vil være behov for flere analyser og flere data for at kunne afgøre om der er tale om et egentligt fald i tætheden af marsvin i populationen (Unger, et al., 2021). Med de nyeste data fra 2022 bekræftes det, at der generelt ses en faldende tendens i Bæltthavspopulationen, og det er i Gilles et al. (2023) konkluderet, at populationen er faldet 1,5 % om året fra 2012-2022, fra ca. 40.475 marsvin i 2012 (95% konfidensinterval: 25.614 – 65.041) (Viquerat et al., 2014) til ca. 14.403 marsvin (95 % CI = 9.555-21.769) i 2022 (Gilles, et al., 2023). Dette fald er dog ikke signifikant når der udføres en power-analyse på data. Det vil derfor kræve flere analyser at kaste lys over Bæltthavspopulationens status (Gilles, et al., 2023). Bæltthavsbestanden af marsvin anses som værende i gunstig bevaringsstatus, men på baggrund af de observerede fald i bestanden på 1,5 % om året fra 2012-2022, kan det ikke udelukkes at bevaringsstatus vil blive nedjusteret, næste gang bevaringsstatus skal vurderes (forventeligt i 2025, da seneste vurdering er fra 2019).

Baseret på SCANS tællinger fra Storebælt har man indtil 2020 antaget, at populationen af marsvin var stabil. Såfremt populationstætheden af marsvin i området havde været stabil, ville man blot kunne benytte de seneste tilgængelige data til at beregne, hvor mange dyr som potentielt påvirkes af støjen ved nedramningen. De seneste data indikerer dog, at populationen muligvis ikke er stabil (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023), hvorfor både data fra de nationale tællinger i både 2016 (Hammond et al., 2021), 2020 (Unger, et al., 2021) og 2022 (Gilles, et al., 2023) fra hele Storebælt, benyttes i vurderingen for det konkrete projekt. Figur 3-29 viser de gennemsnitlige tæthedsestimater for Bæltthavspopulationen fra 1994 til 2020 (Unger, et al., 2021), hvor den gennemsnitlige tæthed i 2016 er estimeret til 1,04 ind./km² (95 % CI = 0,57-1,88) og 2020 til 0,41 ind./km² (95 % CI = 0,28-0,61). Der findes ikke en figur der inkluderer data fra 2022, men tætheden af Bæltthavspopulationen af marsvin i 2022 er estimeret til 0,34 ind./km² (95 % CI = 0,23-0,52) (Gilles, et al., 2023).



Figur 3-29 Gennemsnits-tæthedsestimater (ind./km²) for undersøgelser i regionen for Bæltthavspopulationen fra SCANS og MIniSCANS-undersøgelser fra 1994, 2005, 2012, 2016 og 2020. De røde barer indikerer estimater for Bæltthavspopulationen (dvs. vestlige Østersø, Bæltthavet, Øresund og Kattegat), mens blå barer i nogen grad også omfatter estimater for populationen i Skagerrak. Fra (Unger, et al., 2021).

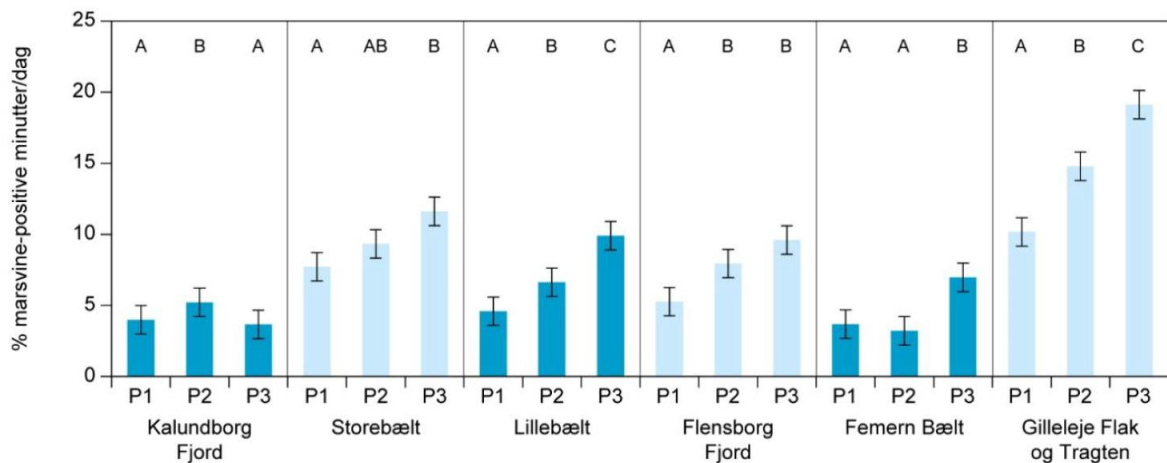
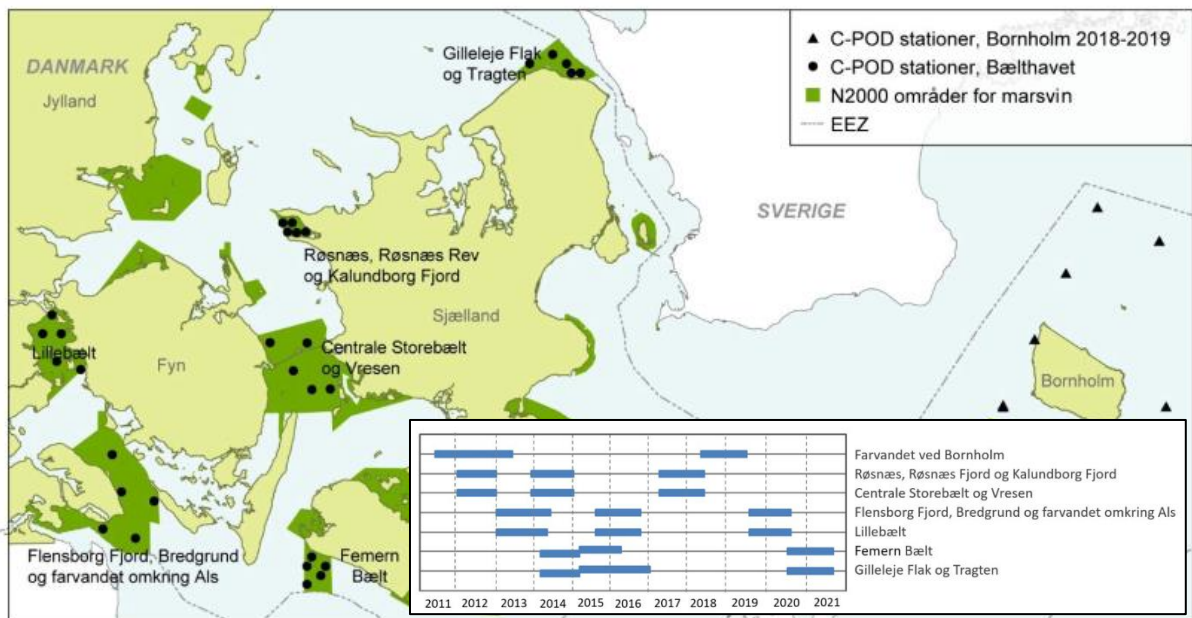
For en nærmere undersøgelse af marsvins aktivitetsmønster hen over året, er data fra NOVANAs akustiske lyttestationer blevet inddraget. Data herfra kan belyse tilstedeværelsen af dyr samt variationer over dagen, over året og mellem år. I relativ nærhed til projektområdet findes 2 af NOVANAs akustiske lyttestationer (bestående af 5 C-POD's hver), henholdsvis 'Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord' (ca. 8,7-12 km fra projektområdet) samt 'Centrale Storebælt og Vresen' (ca. 19,4-35,5 km fra projektområdet), begge områder som synes vigtige for bestanden. Antal minutter, hvor der høres marsvin, er for disse 2 områder opgivet som procent marsvinepositive minutter pr. døgn (%PPM/dag) baseret på data fra 2012 og 2014 (se Figur 3-30, fra: (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018)). Som det fremgår af figuren, findes dyrene stort set i begge områder gennem hele året og uden den store variation mellem år. Det antages i vurderingen, at dyrene er til stede i projektområdet i samme omfang som for de 2 habitatområder udpeget for marsvin (Figur 3-28) omend denne antagelse forventeligt er konservativ, når man sammenholder marsvinenes forventede tæthed i projektområdet med der hvor C-POD stationerne er placeret (Figur 3-28 samt øverst på Figur 3-31).



Figur 3-30 Redigeret fra (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Antal minutter hvor der høres marsvin, opgivet som procent marsvinepositive minutter pr. døgn (%PPM/dag) fordelt på måneder og de to overvågningsperioder. Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

Der er i forbindelse med Hansen & Høgslund (2023) også kommet data fra en tredje periode (2017/18) fra disse to ovennævnte habitatområder (Figur 3-31). Overvågningsdata viser, at der generelt er sket en stigning i marsvin-positive minutter hen over årene i de indre danske farvande, dog med et signifikant fald i Kalundborg Fjord fra 2014 til 2017/18 (Figur 3-31), mens det nyeste data fra 2020/21 viser, at der er sket en signifikant stigning i marsvin-positive minutter i Femern Bælt og Gilleleje Flak og Tragten. I Storebælt var der en stigning i marsvin-positive minutter mellem 2014 og 2017/2018, denne forskel var dog ikke signifikant.

På baggrund af ovenstående C-POD data fra Kalundborg fjord og Storebælt kan det således antages at man ved at anvende tætheder af dyr baseret på SCANS-tællingerne i Storebælt fra henholdsvis 2016 (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) og 2020 (Unger, et al., 2021), kombineret med de modellerede påvirkningsafstande, får et konservativt estimat for, hvor mange dyr som potentielt bliver påvirket i forbindelse med nedramningen af monopæle.



Figur 3-31 Både øverste og nederste figur fra (Hansen & Høgslund, 2023). Øverste figur : Kort over placeringen af akustiske dataloggere samt perioderne hvor der har været akustiske optagelser i seks habitatområder i de indre danske farvande samt farvandet omkring Bornholm siden 2011 (data fra Bornholm er ikke relevant her, og er derfor ikke inkluderet). Nederste figur: Statistisk sammenligning af passiv akustisk overvågning i de seks habitatområder. Hvert område er overvåget i tre perioder (P1, P2 og P3) af ca. 1 års varighed mellem 2012-2021. For hvert område er vist periodegennemsnit for de fem lytteposter i % marsvine-positive minutter per døgn. Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. A, B og C refererer til statistisk signifikante forskelle ($\alpha=0,05$). Perioder med forskellige bogstaver er statistisk signifikant forskellige, mens perioder med samme bogstav ikke er signifikant forskellige.

Jævnfør ovenstående afsnit vurderes datagrundlaget for marsvin tilstrækkeligt til anvendelse for at vurdere påvirkningen ved gennemførelse af projektet i både anlægs- drift- og dekommissioneringsfasen.

3.3.3.2 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)

Spættet sæl er en relativt lille sælart. En voksen sæl måler 153-156 cm og vejer 75-104 kg for hanner og 140-146 cm og 67-83 kg for hunner (Galatius A., 2017). Spættet sæl bliver maksimalt 35 år. Hunnerne bliver kønsmodne, når de er 6-7 år, mens hannerne bliver det, når de er 7-9 år. Sælerne har en drægtighedsperiode på 10-11 måneder, før de føder (Burns, 2009). Spættede sæler føder deres unger på land i maj-juni, og

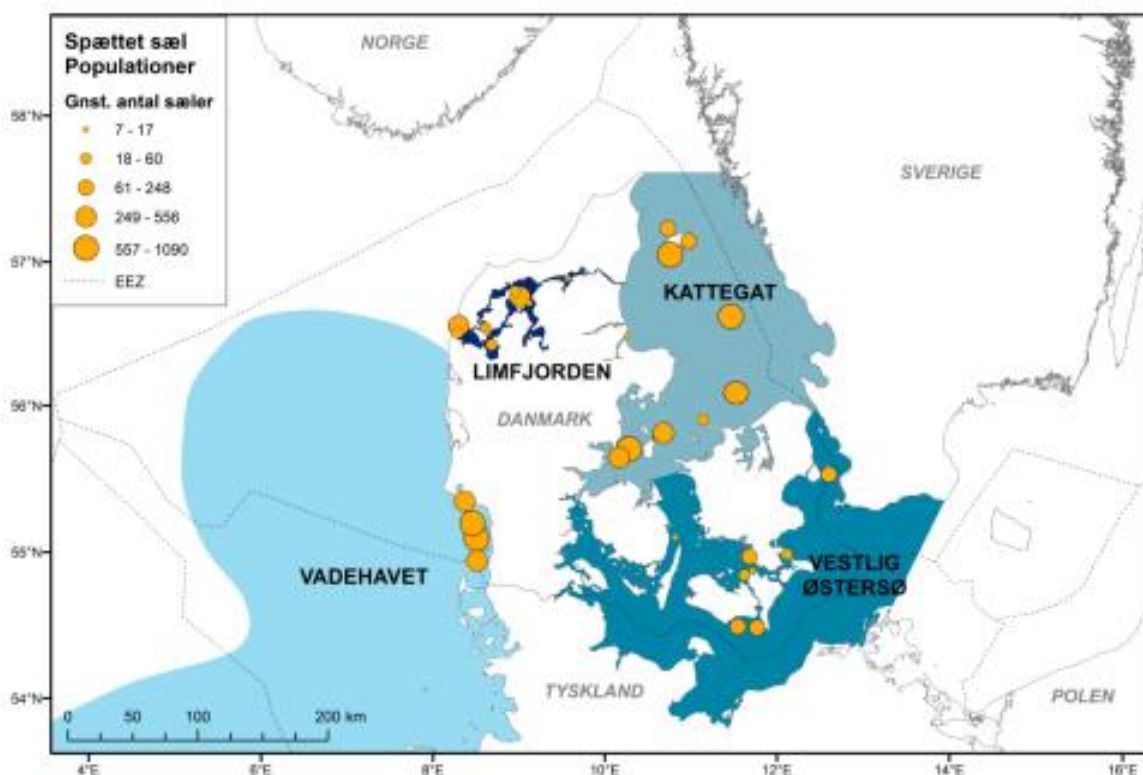
anvender hvilepladsen til diegivning i den første måned. I perioden juli-august fælder sælerne og de er i denne periode afhængige af ro. Parringen finder sted i vandet, hvor hansæler opretholder territorier og hvor hunnerne tiltrækkes med undervandslyde i nærheden af hvilepladsen eller hannerne 'patuljerer' efter parringsklare hunner (Boness, Bowen, Buhleier, & Marshall, 2006). Spættede sæler er mest sårbare omkring landgangspladserne i perioden d. 1. maj til d. 1. september.

Spættet sæl fouragerer primært kystnært og er meget opportunistiske i deres valg af fødeemner. Studier har vist, at man for spættet sæl i Kattegat har identificeret 22 forskellige arter af byttefisk, hvor langt de mest dominerende arter var tobis (*Ammodytidae* spp.) og ising (*Limanda limanda*) (Scharff-Olsen, 2019). Sælerne søger i høj grad føde ved hjælp af deres syn, som er meget veludviklet (Hanke, 2006), men er samtidig særdeles dygtige til at søge og fange bytte i mørkt eller uklart vand. Dette foregår ved hjælp af specialiserede sanseceller i deres knurhår, der kan opfange meget små bevægelser i vandfasen fra eksempelvis mindre byttedyr (NIRAS, 2021a). Derudover spiller hørelsen en rolle ved kommunikationskald både over og under vandet, f.eks. i forbindelse med parringsadfærd og hævvelse af territoriet (Bjørnesæter, 2004).

Spættet sæl er verdens mest udbredte sælart og er udbredt langs kyster på hele den nordlige halvkugle i den tempererede og subarktiske zone (Teilmann & Galatius, 2018). Spættet sæl er blevet overvåget i Vadehavet og Kattegat siden 1979 og siden 1989 i hele Danmark (NOVANA, 2022b). Observationer og data fra satellitmærkning i perioden 2000-2011 har vist at spættet sæl forekommer i alle danske farvande på nær Østersøen omkring Bornholm (Søgaard, et al., 2018). Hvilepladser findes i de indre farvande og ved Nordsøen kun i Vadehavet og den vestlige Limfjord. Bevaringsstatus for spættet sæl vurderes som gunstig i indre danske farvande og i Nordsøen (Fredshavn, et al., 2019).

Spættet sæl har været ramt af PDV (Phocine Distemper Virus) epidemier i 1988 og 2002, hvor op mod halvdelen af individerne i de 4 danske bestande døde (Härkönen, et al., 2006). Derefter har bestanden været ramt af en mindre epidemi med ukendt virus i 2007 og en epidemi af fugleinfluenza i 2014. Den samlede bestandsstørrelse for spættet sæl i Danmark er blevet optalt fra fly og beregnet til ca. 6.800 individer i 1994, 10.400 i 2007, og ca. 13.200 dyr i 2018 (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Det totale estimerede antal spættede sæler i Danmark var i 2020 13.300 (Hansen J. H., 2021b). DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) vurderer på den baggrund, at bestandene af spættet sæl nærmer sig sin bærekapacitet, da der er set tegn på opbremsning i tilvæksten af arten i Kattegat, såvel som i Vadehavet og vestlige Østersø (NOVANA, 2022b).

Spættet sæl anvender specifikke hvilepladser, når de går på land for at hvile, fælde (juli-august) og føde deres unger (maj-juni), som efterfølgende dier hos moderen den første måned (Kyhn, et al., 2021; Miljøstyrelsen, 2020e; Jepsen, 2005). Den mest sårbare periode for spættede sæler er således fra 1. maj til 1. september, hvor de meget af tiden opholder sig på deres hvilepladser på land. De vigtigste hvilepladser i den sydvestlige Østersø er Rødsand (vest for Gedser), Vitten-Skrollen (syd for Lolland), Aunø Fjord (Sydsjælland), Måklappen (Skåne) og Saltholm i Øresund. Spættede sæler er generelt stedfaste.



Figur 3-32 Fra (Galatius A., 2017). Populationsopdeling for spættet sæl med estimerede udbredelsesområder for populationerne i Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og vestlige Østersø markeret med blåtoner. Betydelige hvilepladser er markeret med angivelse af relativ størrelse baseret på gennemsnitligt antal sæler på hvilepladsen i forbindelse med optællingerne i fældesæsonen i august 2015 og 2016. Kun danske hvilepladser er vist på kortet.

Der er ikke registreret landgangspladser for spættet sæl i projektområdet (se Figur 3-32), (Galatius A., 2017; Kyhn, et al., 2021). Spættet sæl ses ofte i havområdet omkring Rønæs, men der findes ikke optællinger af spættet sæl her, og der findes ingen oplagte landgangspladser for spættet sæl i dette område. Udbredelse af satellitmærkede sæler fra de eksisterende populationer (Vestlig Østersø, Kattegat og Vadehavet) har vist, at populationen i projektområdet primært er udgjort af individer tilhørende den vestlige Østersø, omend der er overlap med populationen fra Kattegat (Kyhn, et al., 2021). Ifølge (Galatius A., 2017) på Figur 3-32 vurderes det imidlertid, at de vigtigste, og nærmeste, hvilepladser findes i Kattegat. I 2020 estimeredes en bestand på 6.800 spættede sæler i den danske del af Kattegat, hvilket er det laveste antal siden 2009. I 2021 blev der i samme område talt 4.700 spættede sæler, hvilket er højere end de tre foregående år (Hansen & Høgslund, 2023). Der fremgår ikke noget bestandsestimat for 2021, og de talte sæler inkluderer ikke dyr der var til havs under optællingen. I forhold til havmølleområdet i Jammerland Bugt, er nærmeste kendte lokalitet, der angives at være af betydning for spættet sæl, området ved Samsø hvor flere større hvilepladser findes (Figur 3-32).

Dyrenes udbredelse i vandet er ikke særlig godt kendt, men satellitmærkninger har vist, at sælerne ved Rødsand syd for Lolland søger føde i en radius af ca. 50 km, mens sælerne ved Anholt søger føde i hele Kattegat, og sælerne i Vadehavet svømmer flere hundrede kilometer ud i Nordsøen for at finde føde (Dietz et al, 2003; Tougaard, et al., 2006b).

Det er derfor givet, at fouragerende dyr fra f.eks. kolonierne ved Samsø også finder vej til havmølleområdet. Ved flytællingerne i 2014/2015 blev der kun observeret 3 spættede sæler vest for projektområdet for samtlige 5 flyvninger, mens der i 2020-2022 samlet for de 22 flyvninger blev observeret 15 spættede sæler plus en sæl, som ikke kunne artsbestemmes. Ligesom for bestandsestimaterne for marsvin, er antallet af talte individer af spættet sæl meget lave og utilstrækkelige til at fortaget egentlige tæthedsberegninger til brug for vurderingen af hvor mange individer som kan påvirkes af støjen ved nedramningen af monopæle.

Populationstætheden for spættet sæl for området nær projektområdet er ikke vurderet specifikt. Det vurderes dog, at populationstætheden for spættet sæl nær projektområdet er lavere end den populationstæthed, som antages for marsvin i området. Dette er vurderet på baggrund af den seneste samlede optælling af spættet sæl i hele Danmark på ca. 8.700 dyr i 2021 (dette er dog ikke et bestandsestimat, da tallet ikke inkluderer dyr der var til havs under optællingen) (Hansen & Høgslund, 2023), samt bestandsestimatet fra 2020 på 13.300 dyr (Hansen J. H., 2021b), sammenlignet med estimatet af marsvin i Storebælt på 17.301 marsvin (95 % CI = 11.695-25.688) (Unger, et al., 2021).

Jævnfør ovenstående afsnit vurderes datagrundlaget for spættet sæl tilstrækkeligt til at vurdere påvirkningen ved gennemførelse af projektet i både anlægs- drift- og dekommissioneringsfasen.

3.3.3.3 Gråsæl (*Halichoerus grypus*)

Gråsælen er en mellemstor sæl. Voksne hanner vejer 170-300 kg med en gennemsnitlig længde på 207 cm. Hunnerne er mindre og vejer 100 til 190 kg med en gennemsnitlig længde på 180 cm (Hall A, 2009). Hanner lever i over 20 år og hunner i over 30 år (SCOS, 2009). Hunnerne bliver kønsmodne i 4-6 årsalderen, mens hanner er kønsmodne, når de er omkring 6 år. Sælerne har en samlet drægtighedsperiode på 12 måneder, før de føder (Hall A, 2009).

Gråsælen lever primært i kystnære områder, selvom de kan søge langt til havs efter søgen på føde. Gråsælerne er opportuniste i deres valg af fødeemner og studier har vist, at de æder op til 20 forskellige arter af byttefisk, hvor langt den mest dominerende art var tobis (*Ammodytidae* spp.), der udgjorde 58 % af diæten, mens torsk udgjorde cirka 7 %. (Scharff-Olsen, 2019).

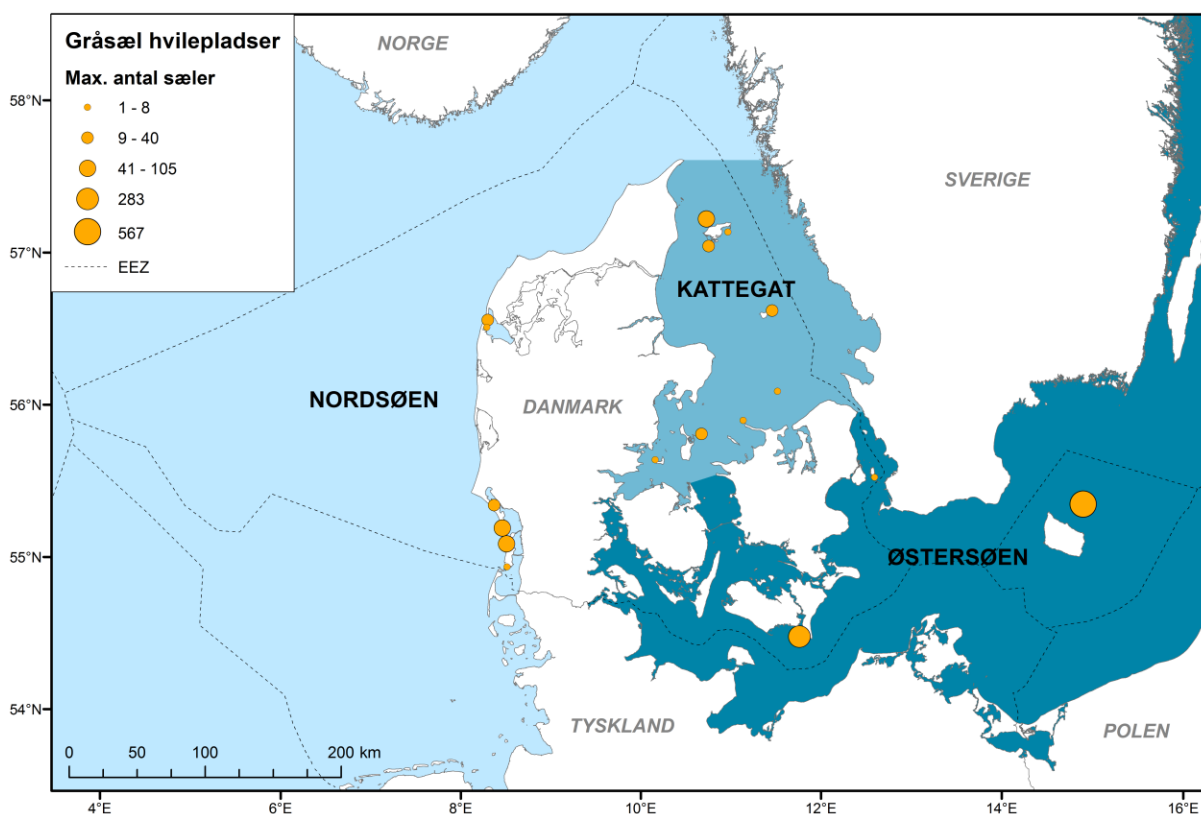
Viden om gråsælers sanser er begrænset. Det vurderes imidlertid, at gråsælers sanser er sammenlignelige med den spættede sæl (Dietz, et al., 2015), se ovenstående afsnit om spættet sæl.

Gråsælen er udbredt i de tempererede og subarktiske dele af Nordatlanten. Gråsælen genindvandrede til de danske farvande omkring år 2000 efter at have været udryddet i danske farvande i omtrent 100 år. I Danmark lever der to bestande af gråsæler, den ene i Nordsøen med hovedudbredelse omkring Storbritannien og i det tyske og hollandske Vadehav (kaldet Nordsøbestanden), og den anden i Østersøen med hovedudbredelse omkring Stockholm, Estland og det sydlige Finland (kaldet Østersøbestanden) (Härkönen, et al., 2007). I Kattegat forekommer sæler fra begge bestande. Den danske andel af Nordsøbestanden og Østersøbestanden er opgjort til hhv. ca. 500 og 1.000 individer for perioden 2016-2018.

Gråsælen er ligesom spættet sæl knyttet til de kystnære farvande, hvor der er rigelig føde, og hvor der findes uforstyrrede yngle- og hvilepladser på ubeboede øer samt sandbanker, rev og skær (NOVANA, 2022a). Gråsælens bevaringsstatus blev i 2019 vurderet som ugunstig i Danmark (Fredshavn, et al., 2019), hvilket primært skyldes den meget lille ynglebestand. Gråsæl forekommer regelmæssigt og med stigende antal i Vadehavet, Kattegat og Østersøen (Søgaard, et al., 2018). Gråsæler anvender hvilepladser året rundt, men

særligt når de føder deres unger, under parring og når de fælder. Gråsæler bevæger sig langt omkring for at fouragere og anvender ikke nødvendigvis samme hvileplads til fødsel, som resten af året.

Gråsæler er mest sårbare, når de skal føde deres unger, under parring og når de fælder (Kyhn, et al., 2021). Hunsælen føder én unge på et uforstyrret sted og dier ungen i 3 uger, hvorefter ungen forlades og bliver liggende i op til nogle uger før den går i vandet. Forstyrres mor og unge i diegivningsperioden, er der risiko for at moderen forlader ungen eller ungen går i vandet og dør af kulde, hvis den endnu ikke har skiftet til den vandskyende pels. Østersøbestanden føder unger i februar-marts, parringen finder sted efter dieperioden på ca. 3 uger. Gråsæler fra Østersøen fælder i maj-juni. Gråsæler fra Østersøpopulationen er mest sårbare omkring deres hvilepladser i perioderne februar-marts og maj-juni.



Figur 3-33 Fra (Galatius A., 2017). Populationsopdeling for gråsæl med estimerede udbredelsesområder for populationerne i Østersøen, Kattegat og Nordsøen markeret med blåtoner. Betydelige hvilepladser er markeret med angivelse af relativ størrelse baseret på gennemsnitligt antal sæler på hvilepladsen i forbindelse med optællingerne i fældesæsonen i august 2015 og 2016. Kun danske hvilepladser er vist på kortet.

Der er ikke registreret landgangspladser for gråsæl i projektområdet (Galatius A., 2017), ej heller er der registreret gråsæl under NOVANAs overvågning nær området (NOVANA, 2022a) men det kan ikke udelukkes, at der findes hvilepladser nær projektområdet (Figur 3-33).

Der blev ikke observeret gråsæler under flytællingerne i forbindelse med feltundersøgelser i 2014-2015 (Orbicon, 2018a) eller i forbindelse med feltundersøgelserne i 2020-2022 (BioConsult SH, 2023). Dette var heller ikke forventet, da området ikke er beskrevet som vigtigt for arten (Galatius A., 2017). På denne baggrund forventes gråsæl kun at forekomme yderst sjældent i området.

Jævnfør ovenstående afsnit vurderes datagrundlaget for gråsæl tilstrækkeligt for at vurdere påvirkningen ved gennemførelse af projektet i både anlægs- drift- og dekommissioneringsfasen.

3.3.4 Miljøpåvirkninger

I dette afsnit beskrives og vurderes de påvirkninger som etablering af en havmøllepark i Jammerland Bugt kan have på havpattedyr i anlægsfasen, driftsfasen og dekommissioneringsfasen, jf. Tabel 3-7.

Nærværende vurdering af miljøpåvirkningen tager udgangspunkt i de tre konkrete projekialternativer: det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2. Det foretrukne projekt og alternativ 1 benytter begge de modellerede påvirkningsafstande for alternativ 1 (den størst modellerede påvirkningsafstand, dvs. den mest konservative påvirkningsafstand), idet eneste forskel i modellen er områdets bathymetri, mens den modellerede påvirkningsafstand for alternativ 2, som er en mindre mølletype, benyttes for alternativ 2 (se detaljer i afsnit **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet**. Undervandsstøj). Placeringen af møllerne samt specifikationer for de 3 projekialternativer kan ses i kapitel 4 Projektbeskrivelsen.

3.3.4.1 Anlægsfasen

Vurderede påvirkninger af havpattedyr ved etablering af havmølleparken i Jammerland Bugt i anlægsfasen:

- Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning.
- Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (undervandsstøj – marsvin og sæler).
- Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (luftbåren støj - sæler).
- Kortvarigt habitattab ved nedramning som følge af bortskræmning.
- Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj mv., som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området.
- Undervandsstøj fra detonering af UXO (ueksploderet ammunition), som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd.

3.3.4.1.1 Sedimentspild

Sedimentspild forekommer i anlægsfasen som følge af nedpløjning af kabler, etablering af monopæle, håndtering af jack-up fartøjer, ankring og udstrømning af bentonitholdigt boremudder til havmiljøet i det punkt hvor den styrede underboring ender. Påvirkningen vurderes til at være lokal og reversibel og minimal i sammenligning med de naturligt forekommende variationer (se afsnit 8.2 Bundtopografi og sediment og 8.5 Vandkvalitet) Sedimentspildet fra anlægsaktiviteterne er ligeledes vurderet til at have lav påvirkning af bundfauna (afsnit 8.6) og fisk (afsnit 8.7) og fødeudbuddet for marine pattedyr i form af bunddyr og fisk i området vil derfor ikke blive væsentligt forringet.

I vurderingen af påvirkning vurderes belastningsstørrelsen som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*, da marsvin og sæler er tilpasset et liv i de kystnære vande og er i stand til at lokalisere byttedyr ved lav sigtbarhed (Baggøe & Jensen, 2007; Dehnhardt, Mauck, Hanke, & Bleckmann, 2001; Verfuss, Miller, Pilz, & Schnitzler, 2009).

Kompleksiteten af påvirkning vurderes som *lav*. Varigheden vurderes som *kort*, da sedimentationen ophører kort tid efter at konstruktionsarbejdet stopper (få uger) og den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes som *lokal*. Endelig vurderes følsomheden for både marsvin og sæler som *lav*. For både marsvin og sæler vurderes påvirkningen fuldt reversibel, idet situationen vender tilbage til udgangspunktet efter konstruktionsarbejdets ophør. Betydningen for receptoren er meget stor for både marsvin og sæler, da de begge er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner.

På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning fra sedimentspild som følge af konstruktionsarbejdet som *lav* for både marsvinebestanden og sælbestanden i projektområdet ved Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen er derfor ikke væsentlig.

3.3.4.1.2 Støjpåvirkning ved pælenedramning (undervandsstøj)

Nedramning af monopæle til havmøllerne vil generere særdeles kraftige lyde, der potentielt vil inducere permanent høretab (PTS) og midlertidig hørenedsættelse (TTS) hos havpattedyr, der opholder sig i umiddelbar nærhed af støjkilden. Desuden kan støjen forårsage adfærdsmæssige ændringer, som kortvarigt kan reducere havpattedyrenes fødeindtag og kommunikation mellem individer.

Der er udført modellering af støjpåvirkningen fra nedramning af monopælen for én mølle for henholdsvis det foretrukne projekt og alternativ 1 og 2. Afhængigt af havbundens beskaffenhed vil de enkelte monopæle blive designet lidt forskelligt, og der vil være variation i hvor lang tid, nedramningen vil tage. Støjmodelleringen er foretaget med konservative antagelser, om den tid det tager at nedramme pælene, i forhold til den position som er valgt til modelleringen for hvert scenarie. Modelleringen tager udgangspunkt i at støjen under nedramningen dæmpes ved anvendelse af dobbelt boblegardin (DBBC) (ITAP, 2024).

Til beregning af påvirkningsafstandene, dvs. afstandene inden for hvilke undervandsstøjen potentielt vil medføre permanent høretab (PTS), midlertidig hørenedsættelse (TTS) og adfærdspåvirkninger, anvendes Energistyrelsens retningslinjer fra maj 2022 (Energistyrelsen, 2022a).

Den adfærdsmæssige påvirkningsafstand for marsvin er vist på Figur 3-34 for det foretrukne projekt, og samme påvirkningsafstand antages at være gældende for sæler (se 8.17 Undervandsstøj). Det vurderes, at undervandsstøjen fra nedramningen ikke vil påvirke Kalundborg Fjord pga. den naturlige geografiske barriere (Asnæs).

Den mølleposition som anvendes i undervandsstøjmodellen for hvert scenarie er valgt ud fra analyser af undergrunden samt vanddybden i området: Der er valgt den mølleposition som resulterede i den største støjubredelse ved nedramningen (se mere om undervandsstøj i afsnit 8.17 samt baggrundsrapporten (ITAP, 2024)).

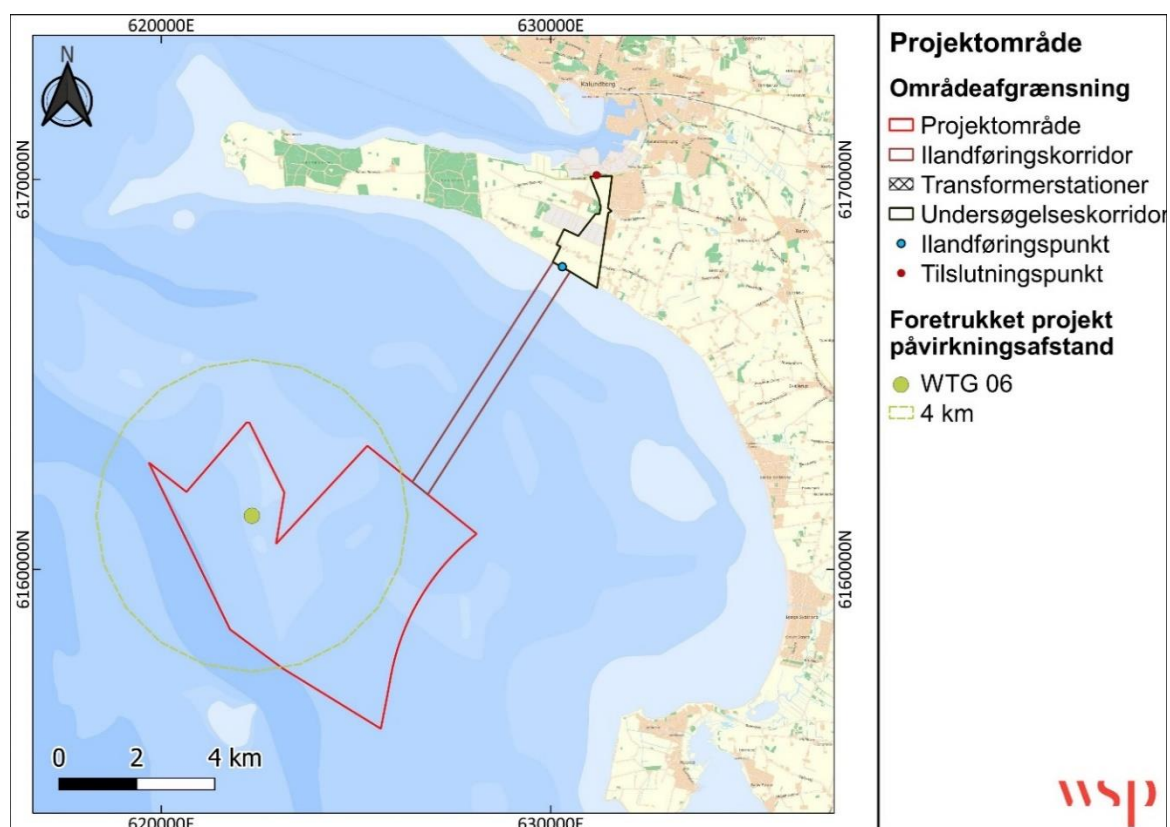
De modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for permanent høretab (PTS), er for marsvin mindre end 100 m, for både det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2. Alle modellerede påvirkningsafstande fremgår af afsnit 8.17 Undervandsstøj. For sæler er de modellerede påvirkningsafstande inden for hvilke der er risiko for PTS, mindre end 100 m for alternativ 1 og alternativ 2, mens den er 180 m for det foretrukne projekt (ITAP, 2024). Grundet den aktivitet med anlægsskibe som der er nær nedramningspunktet samt blød opstart af nedramningen (softstart-procedure), så vurderes det at havpattedyr bevæger sig ud af nærområdet for nedramningen før der larmes for fuld kraft. Af samme grund anbefales det heller ikke at anvende akustiske skræmmeanordninger, når påvirkningsafstanden for PTS er mindre end 200 m

(Energistyrelsen, 2023). På den baggrund vurderes det, at ingen marsvin eller sæler udsættes for risiko for permanent høretab (PTS) ved nedramningen af monopæle.

De modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for midlertidig hørenedsættelse (TTS), er for marsvin 160 m fra nedramningsstedet ved gennemførelse af det foretrukne projekt, og mindre end 100 m for både alternativ 1 og alternativ 2. For sæler er de modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for TTS, 450 m fra nedramningsstedet ved gennemførelse af det foretrukne projekt, indenfor 400 m ved gennemførelse af alternativ 1 og indenfor 340 m, ved gennemførelse af alternativ 2 (ITAP, 2024) (se afsnit 8.17 Undervandsstøj).

Adfærdspåvirkninger af marsvin kan ske indenfor en afstand af ca. 4 km fra nedramningsstedet ved gennemførelse af det foretrukne projekt og alternativ 1 (jf. en konservativ antagelse for det foretrukne projekt ift. påvirkningsafstand. Se afsnit 8.17 Undervandsstøj - Resultater af støjmodelleringen), mens denne afstand reduceres til 3,4 km fra nedramningsstedet for alternativ 2, hvilket også vurderes gældende for sæler jf. (Russell, et al., 2016).

Ovenstående påvirkningsafstande for PTS, TTS og adfærdspåvirkninger forudsætter som nævnt ovenfor, at støjen under nedramningen dæmpes ved anvendelse af dobbelt boblegardin (DBBC). Området hvor adfærdspåvirkning af havpattedyr kan ske, er for det foretrukne projekt illustreret på Figur 3-34.



Figur 3-34 Adfærdsmæssig påvirkningsafstand for havpattedyr ved nedramning af møllefundamenter i det foretrukne projekt. Beregningerne er baseret på tærskelværdien 103 dB re. 1 μ Pa udregnet som rms-gennemsnit over 125 ms og frekvensvægtet med VHF-vægtningfunktionen jf. de danske retningslinjer (Energistyrelsen, 2022a).

De modellerede påvirkningsafstande anvendes herefter, sammen med tætheden af marsvin (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021), til at estimere antallet af dyr, som potentielt vil få midlertidig hørenedsættelse (TTS) og permanent høretab (PTS) eller antages at blive adfærdsmæssigt påvirket ved nedramning af én monopæl (se Tabel 3-9).

Populationstætheden for sæler er ikke beregnet specifikt. Det skyldes bl.a. et lavt antal observerede sæler for det konkrete projekt. Øvrige kilder der angiver tæthedsdata af sæler, angiver tætheder for sæler talt på land og ikke i vand, hvorfor tætheden i selve mølleområdet baseret på de nationale tællinger ikke eksisterer. Baseret på de gennemførte tællinger i projektområdet vurderes det, at populationstætheden for spættet sæl nær projektområdet er betydeligt lavere end populationstæthed for marsvin i området, fordi antallet af observerede sæler var markant mindre end antallet af observerede marsvin (se mere i afsnit 3.3.3 Eksisterende forhold).

Tabel 3-9 Antallet af marsvin (og sæler) der påvirkes ved nedramning af én monopæl beregnet jf. (Energistyrelsen, 2022a), modellerede påvirkningsafstande (ITAP, 2024) for henholdsvis det foretrukne projekt og alternativ 1 samt alternativ 2. Tætheden af marsvin i området er baseret på SCANS og MiniSCANS-data fra 2016 (1,04 ind./km² (95 % CI = 0,57-1,88)) (Hammond et al., 2021), 2020 (0,41 ind./km² (95 % CI = 0,28-0,61)) (Unger, et al., 2021) og 2022 (0,34 ind./km² (95 % CI = 0,23-0,52)) (Gilles, et al., 2023). Antal påvirkede dyr opgives som middel ud fra det tilgængelige datasæt for hele datamaterialet samt som 95% konfidensintervallet for tællingerne for marsvin.

Projekt	Art	Effekt (kriterie)	Antal påvirkede dyr (S2016)	Antal påvirkede dyr (S2020)	Antal påvirkede dyr (S2022)
Det foretrukne projekt og alternativ 1	Marsvin	PTS	0	0	0
Det foretrukne projekt	Marsvin	TTS	0,08 (0,05-0,15)	0,03 (0,02-0,05)	0,03 (0,02-0,04)
Det foretrukne projekt og alternativ 1	Marsvin	Adfærd ændringer	51 (28-93)	20 (14-30)	17 (11-26)
0Alternativ 1 og alternativ 2	Marsvin	TTS	0,03 (0,02-0,06)	0,01 (0,01-0,02)	0,01 (0,01-0,02)
Alternativ 2	Marsvin	Adfærd ændringer	38 (21-68)	15 (10-22)	12 (8-19)

Beregningerne viser, at ingen dyr, hverken marsvin eller sæler, vil pådrage sig permanent høretab i forbindelse med nedramningen, hverken ved gennemførsel af det foretrukne projekt (FP), alternativ 1 (A1) eller alternativ 2 (A2). Dette skyldes, at støjen for alle projekialternativer vil blive dæmpet til et niveau, hvor det sikres, at påvirkningsafstanden for PTS er <200 m, hvorved der ikke vil være risiko for permanent høretab (PTS) for marsvin (påvirkningsafstanden for PTS hos marsvin er <100 m (ITAP, 2024)), og således heller ikke for sæler.

Antallet af marsvin, som potentielt udsættes for TTS, er baseret på tæthedsdata fra Storebælt i henholdsvis 2016, 2020, og 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Beregninger viser, at antallet af marsvin som potentielt udsættes for TTS, er mindre end ét dyr for både det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 (Tabel 3-9). Et enkelt marsvin svarer til <0,01% af den estimerede bæltshavspopulation i både 2016, 2020 og 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Grundet den skibsaktivitet som der er nær nedramningspunktet samt blød opstart af nedramningen (softstart-procedure), kan det i praksis antages at ingen marsvin befinder sig inden for 160 m fra nedramningspunktet, hvorfor ingen marsvin er i risiko for TTS i forbindelse med gennemførslen af det foretrukne projekt, alternativ 1 eller alternativ 2. Som nævnt ovenfor, er populationstætheden for sæler ikke beregnet specifikt, men baseret på de gennemførte tællinger, er den betydeligt lavere end populationstætheden for marsvin i området. Anvendes populationstætheden for marsvin (fra henholdsvis 2016, 2020 og 2022) konservativt for sæler sammen med de modellerede påvirkningsafstande (<450 m fra nedramningspunktet) for sæler, så har 0,7 sæler (0,4-1,2 med udgangspunkt i 2016 data), 0,3 sæler (0,2-0,4 med udgangspunkt i 2020 data) eller 0,2 sæler (0,1-

0,3 med udgangspunkt i 2022 data) risiko for at blive udsat for TTS, i forbindelse med det foretrukne projekt, hvilket er det projekialternativ der har den største påvirkningsafstand for TTS. Hertil skal det bemærkes, at sæler er i stand til at undgå støjpåvirkning ved at holde hovedet op over vandet.

Det gennemsnitlige antal marsvin, som antages at udvise adfærdsændringer, er beregnet til henholdsvis 51 dyr, 20 dyr og 17 dyr pr. nedramning for det foretrukne projekt og alternativ 1, baseret på tæthedsdata fra Storebælt i henholdsvis 2016, 2020 og 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021) (Tabel 3-9). For alternativ 2 er det gennemsnitlige antal marsvin, som antages at udvise adfærdsændringer, beregnet til henholdsvis 38 dyr, 15 dyr og 12 dyr pr. nedramning, baseret på samme tæthedsdata fra Storebælt i henholdsvis 2016, 2020 og 2022. Dette svarer til, at ca. 0,12% af den estimerede bælthavspopulation vil kunne opleve adfærdsændringer i forbindelse med nedramningen.

For sæler findes der ikke generaliserede reaktionstærskler i forhold til, hvornår de potentielt vil udvise adfærdsændringer, som der gør for marsvin. Studier af sælers reaktioner på nedramning af monopæle i forbindelse med vindmøllebyggerier viser, at sæler reagerer på disse lyde på afstande, der er sammenlignelige med reaktionsafstande for marsvin (Russell, et al., 2016), hvorfor de modellerede påvirkningsafstande for marsvin ved nærværende projekt også antages at gælde for sæler. På baggrund heraf estimeres antallet af sæler, som vil kunne blive påvirket ved nedramning af én monopæl i projektområdet konservativt, som værende op til samme antal som beregnet for marsvin (Tabel 3-9).

Hvis man ser på de foreslåede projekialternativer og anvender kriteriet jf. de danske retningslinjer (Energistyrelsen, 2022a), så påvirkes marsvin og sæler inden for et lokalt område på henholdsvis 0,08 km² og 0,64 km² i forhold til TTS, hvilket svarer til henholdsvis 0,003 % og 0,03 % af farvandsområdet Storebælt. I forhold til adfærds-mæssige påvirkninger, så antages både marsvin og sæler at påvirkes indenfor ca. 50 km² svarende til 2 % af farvandsområdet Storebælt.

I forhold til den samlede varighed af nedramning/varighed af påvirkningen for det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2, så afhænger den samlede påvirkning af, om man ser på permanent høretab (PTS), midlertidig hørenedsættelse (TTS) eller adfærds-mæssige påvirkninger. Permanent høretab (PTS) er et veldefineret og konservativt kriterium for skade på marsvin og sæler baseret på Southall et al. (2019) og National Marine Fisheries Service (2018) og vil kun udgøre en risiko mens selve nedramningen foregår. I forhold til midlertidig hørenedsættelse (TTS) hos havpattedyr er vidensgrundlaget langt mindre både i forhold til de kortsigtede og langsigtede konsekvenser. Ved en mindre grad af TTS forventes hørelsen normaliseret til et normalt niveau inden for få minutter til timer, men kan også strække sig over dage, hvis der er tale om en højere grad af TTS (Tougaard & Michaelsen, 2018). TTS forårsaget af pælenedramning forekommer ved meget lave frekvenser - langt uden for de frekvenser som marsvin bruger til ekkolokalisering og kommunikation (Kastelein, Gransier, Marijt, & Hoek, 2015), og derfor er der en stor sandsynlighed for, at TTS forårsaget af pælenedramning kun i mildere grad vil påvirke ekkolokaliseringen hos marsvin negativt. Af samme grund konkluderede (Tougaard & Mikalsen, 2020), at konsekvenserne for et marsvin der oplever en mild grad af TTS ved lave frekvenser, og hvor TTS forsvinder i løbet af få timer (Popov, et al., 2011), vil være meget begrænset. Adfærdsændringer er lige som TTS en reversibel påvirkning, og dyrene formodes at ville vende tilbage til området igen og genoptage deres normale adfærd inden for 2-72 timer, efter pælenedramningen er ophørt (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011; Russell, et al., 2016; Nabe-Nielsen, et al., 2018).

Hverken marsvin eller spættet sæl er i dette område vurderet som værende i ugunstig bevaringsstatus, og den ugunstige bevaringsstatus for gråsæl antages primært at skyldes den meget lille ynglebestand. På den baggrund

vurderes det, at hverken marsvin eller sæler i området er sårbare overfor evt. påvirkninger i et lokalt område i en kortere periode i forbindelse med projektet. Der er ikke overlap mellem Natura 2000-områder med marsvin på udpegningsgrundlaget og det areal, hvor dyrene antages at udvise adfærdsændringer. De nærmeste Natura 2000-områder, hvor marsvin er på udpegningsgrundlaget, befinder sig hhv. ca. 6,4 km (N166) og ca. 8,8 km (N109) fra den kommende havmøllepark. Selve nedramningsaktiviteten varer typisk 2 timer pr. monopæl og støjen er af kort varighed, da der i alt kun skal nedrammes 16 møller for det foretrukne projekt, 18 møller for alternativ 1 og 21 møller for alternativ 2. Den samlede varighed af nedramningen for de tre projekialternativer er listet sammen med den forventede varighed af nedramningen + varigheden af påvirkningen for henholdsvis TTS og adfærdsmæssige påvirkninger. PTS er ikke medtaget, da varigheden af denne påvirkning ville være permanent, ligesom PTS ikke er en risiko i forbindelse med nedramningen for nærværende projekt.

Tabel 3-10 Varigheden af den totale nedramning for hver af de 3 projekialternativer (varigheden af nedramningen af en enkelt monopæl er 2 timer) samt varigheden af påvirkningen for henholdsvis TTS (op til 2 timer jf. (Tougaard & Mikalsen, 2020; Kastelein, Gransier, Marijt, & Hoek, 2015; Popov, et al., 2011)) og adfærdsmæssige påvirkninger (2-72 timer jf. (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011; Russell, et al., 2016; Nabe-Nielsen, et al., 2018)). For adfærdsmæssige påvirkninger er både den korteste og den længste varighed af påvirkningen angivet.

Projekt	Samlet varighed af nedramningen (timer)	Samlet varighed af påvirkningen TTS (timer)	Samlet varighed af adfærdsmæssige påvirkninger
Det foretrukne projekt	$16 \times 2 = 32$	$16 \times (2+2) = 64$	$16 \times (2+2) = 64$ timer $16 \times (2+72) = 1184$ timer (49 dage)
Alternativ 1	$18 \times 2 = 36$	$18 \times (2+2) = 72$	$18 \times (2+2) = 72$ timer $18 \times (2+72) = 1332$ timer (56 dage)
Alternativ 2	$21 \times 2 = 42$	$21 \times (2+2) = 84$	$21 \times (2+2) = 84$ timer $21 \times (2+72) = 1554$ timer (65 dage)

I vurderingen af påvirkningen vurderes belastningsstørrelsen som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Det er forudsat, at der ikke nedrammes monopæle i marsvinenes sårbare periode hvor kalvene fødes (fra maj til og med august), som det fremgår af projektbeskrivelsen. Intensiteten vurderes som lav-middel, da støjen som genereres i forbindelse med nedramningen af monopæle dæmpes ved anvendelse af dobbelt boblegardin (DBBC) eller tilsvarende støjdæmpningssystem. Hverken marsvin eller sæler er i forbindelse med nedramningen i risiko for permanent høretab. Marsvin er uden risiko for midlertidig hørenedsættelse (TTS) i forbindelse med nedramningen, mens risikoen for TTS ikke kan udelukkes for sæler i et mindre lokalt område omkring nedramningspunktet (<450 m). I forbindelse med nedramningen antages marsvin og sæler nær nedramningspunktet (se Figur 3-34) at blive adfærdsmæssigt påvirket ved alle projekialternativer. Komplexiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som *kort*, da midlertidig hørenedsættelse (kun relevant for sæler) og adfærdsændringer ophører kort tid efter at støjen stopper (timer til få dage) efter hver monopæl er nedrammet. Afhængigt af hvilket projekialternativ som skal realiseres, omfatter projektet 16-21 monopæle, hvilket betyder at havpattedyr potentielt kan være adfærdsmæssigt forstyrret i 49-65 dage. Den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes ud fra de modellerede påvirkningsafstande som *lokal*. Endelig vurderes følsomheden for marsvin som *meget stor* og som *middel* for sæler. Årsagen til at følsomheden for marsvin er sat til *meget stor* er, at de nationale tællinger af marsvin gennemført i 2020 og 2022, indikerer at populationen i Storebælt er i tilbagegang (se afsnit 3.3.3). For både marsvin og sæler vurderes påvirkningen fuldt reversibel, idet situationen vender tilbage til udgangspunktet efter støjens ophør.

Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner. På baggrund af ovenstående, vurderes den samlede støjpåvirkning som følge af nedramningen som *middel* for marsvinebestanden og *lav* for sælbestanden i det støjpåvirkede område omkring den kommende havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.1.3 Støjpåvirkning ved pælenedramning (luftbåren støj)

Udover at der genereres undervandsstøj ved pælenedramning, vil der også blive genereret luftbåren støj, hvilket potentielt vil påvirke ind i Kalundborg Fjord, hvor både marsvin og spættet sæl er på udpegningsgrundlaget (H195/N166). Gråsæl er ikke kendt fra området og selv hvis et individ skulle forekomme i området, har området ikke en væsentlig værdi for arten og den inkluderes derfor ikke i vurderingen.

Luftbåren støj er ikke relevant for marsvin, da de bruger hovedparten af deres tid under vand, og kun kommer kortvarigt op til overfladen for at trække vejret. Derimod kan sæler der opholder sig på land, blive adfærdsforstyrret af luftbåren støj. Der er dog ikke hvile- eller ynglepladser for spættede sæler i Kalundborg Fjord eller i nærheden af projektområdet for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark.

Den nærmeste kendte lokalitet der angives at være af betydning for spættet sæl, er området ved Vejrø og Bosserne øst for Samsø, som ligger ca. 35 km i fugleflugtslinje fra projektområdet. På grund af den store afstand vil luftbåren støj ikke kunne påvirke spættet sæls raste- og yngleplads ved Vejrø og Bosserne.

I vurderingen af påvirkningen på spættede sæler, vurderes belastningsstørrelsen, som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*, idet området som dyrene fortrænges fra, er relativt lille i forhold til øvrige dele af Storebælt, hvor dyrene kan opholde sig, lige som området ikke synes at være et kerneområde for spættede sæler, da der ikke er hvile- eller ynglepladser i Kalundborg Fjord eller i nærheden af projektområdet (afstand mindst 35 km). Komplexiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som *kort*, idet dyrene kan vende tilbage til området kort tid efter, at støjen stopper (få dage for hver monopæl, indenfor en samlet anlægstid for nedramningen på 4 til 6 måneder). Den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes som *lokal*. Endelig vurderes følsomheden for spættede sæler som *middel*, men *stor* i perioden 1. maj til 1. september, hvor de benytter hvilepladserne til at yngle, die og fælde. For sæler vurderes påvirkningen fuldt reversibel, idet situationen vender tilbage til udgangspunktet efter støjens ophør. Betydningen er *meget stor*, idet sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner. På baggrund af ovenstående vurderes den samlede luftbårne støjpåvirkning fra pælenedramning som *lav* for sælbestanden i det støjpåvirkede område omkring Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.1.4 Habitattab pga. nedramning - adfærdsændringer

Marsvin og sæler vil opleve et kortvarigt habitattab som følge af støjen fra nedramning. Det er et kortvarigt habitattab, fordi dyrene i en kortere periode (dage) ikke kan/vil bruge området, der påvirkes af støj fra nedramningsaktiviteten. Grænsen for kortvarigt habitattab, dvs. det område dyrene skræmmes væk fra, er konservativt sat i forhold til marsvin og sælers tålegrænse for adfærdsændringer. Det antages dermed, at alle dyrene forlader området, hvor tålegrænsen for adfærdsændringer overskrides som følge af støj fra nedramningen Tabel 3-8.

Nedramningen vurderes at kunne udføres på ca. 2 timer pr. monopæl. Varigheden af påvirkningen vil være kortvarig og vurderes at vare fra nogle timer til højst tre dage efter afslutningen af hvert enkelt møllefundament (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011; Brandt, et al., 2018; Dähne, et al., 2013; Nabe-Nielsen, et al., 2018).

Desuden vil støjen blive dæmpet til et niveau, hvor det vurderes, at PTS hos marsvin og således også hos sæler, ikke forekommer (ved brug af dobbelt boblegardin eller tilsvarende støjdæmpningssystem) ligesom nedramningen ikke vil foregå i marsvinenes sårbare periode, hvor kalvene fødes (fra maj til og med august). Med udgangspunkt i de estimerede tætheder kan det beregnes, at adfærdsændringer potentielt vil kunne forekomme hos ca. 12-51 marsvin, afhængigt af projekt (baseret på gennemsnitlige tætheder fra 2016, 2020 og 2022) inden for et område på ca. 50 km² (se Tabel 3-9). For sæler antages dyr inden for samme areal, som beregnet for marsvin, at udvise adfærdsændringer ligesom antallet af dyr konservativt antages at være de samme som for marsvin. Marsvin og sæler vil således potentielt svømme væk fra et område på ca. 50 km² omkring havmølleparken.

Påvirkningen er reversibel, idet både marsvin og sæler kan vende tilbage til området efter nedramningens ophør. Ved Gemini havmølleparken i Nordsøen genetableredes den lokale marsvinebestand sig i området indenfor 2-6 timer efter nedramningens ophør, og lignende genetableringshastigheder blev fundet ved modellering af enkelte dyrs reaktion på støj (Nabe-Nielsen, et al., 2018). I forbindelse med anlæg af Horns Rev II svømmede marsvinene bort inden for 1 time af nedramningsstart. Forekomsten af marsvin var lav i 24 til 72 timer i en afstand af 2,6 km fra nedramningsstedet (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011). Da genetableringstiden var længere end afstanden mellem de fleste nedramninger, var marsvineaktiviteten og forekomsten formodentligt reduceret i hele den 5 måneders periode, som nedramningsaktiviteten varede for projektet.

Genetableringstiden for marsvin efter nedramning på Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vurderes som kortvarig, da varigheden af støjen fra nedramningen per monopæl maksimalt tager ca. 2 timer, og da der kun skal nedrammes 16, 18 eller 21 møller i alt for henholdsvis det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2. Den samlede anlægstid for nedramningen er estimeret til 4 til 6 måneder (denne periode inkluderer også vejrlig samt øvrig opholds- og ventetid).

Nedramningsstøjens påvirkning af sæler blev undersøgt i forbindelse med anlæg af en havmøllepark i sydøst England i 2012. Undersøgelsen viste, at sælernes brug af mølleparkområdet blev væsentligt reduceret indenfor en afstand af 25 km til nedramningsstedet (19-83 % reduktion i brugen af området) svarende til en bortskræmning/forflyttelse af 440 sæler. Bortskræmningen var begrænset til perioden for selve nedramningsstøjen, idet sælerne vendte tilbage til området inden for 2 timer efter nedramningens ophør, hvor de herefter var fordelt i projektområdet som før nedramningen (Russell, et al., 2016). I forbindelse med projektet, der undersøgte effekten af nedramning på marsvin og sæler i Tyskebugten (German Bight) i perioden 2014-2016, fandt man at både marsvin og sæler blev skræmt langt væk fra nedramningsstedet (11-20 km), og der blev ikke observeret effekter på populationsniveau for dyrene (Rose, et al., 2019).

Der er observeret forholdsvis få marsvin og sæler i området, hvor havmølleparken skal opføres, og der er ikke noget, som indikerer, at området er af større betydning for hverken sæler eller marsvin i forhold til det omkringliggende farvand. På den baggrund antages det, at andre nærliggende områder vil have mindst den samme og sandsynligt større værdi som fødesøgningsområde end selve projektområdet hvorfor dyrene kan søge føde der mens nedramningen foregår.

I vurderingen af påvirkningen vurderes belastningsstørrelsen som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Dette er under forudsætning af, at der ikke nedrammes monopælefundamenter i marsvinenes sårbare periode, hvor kalvene fødes (fra maj til og med august). Intensiteten vurderes som *lav*, idet området som dyrene fortrænges fra, er relativt lille i forhold til øvrige dele af Storebælt (2 %), hvor dyrene kan opholde sig, lige som området ikke synes at være et kerneområde for hverken sæler eller marsvin. Komplexiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som *kort* idet dyrene kan vende tilbage til området kort tid efter at støjen fra nedramningen ophører (inden for få timer og op til 3 dage for hver monopæl, med 16-21 monopæle i alt afhængig af projekialternativ og indenfor en samlet anlægstid for nedramningen på 4 til 6 måneder) og den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes ud fra de modellerede påvirkningsafstande som *lokal*. Såfremt populationen af marsvin er i tilbagegang (se afsnittet - Eksisterende forhold), vil følsomheden for forstyrrelser af marsvinpopulationen alt andet lige øges. På baggrund af, at der er estimeret et fald på 1,5 % om året fra 2012-2022 i Bælthavspopulationen af marsvin, vurderes følsomheden for marsvin derfor som *stor*. For sæler vurderes følsomheden som *middel*. For både marsvin og sæler vurderes påvirkningen at være fuldt reversibel, idet situationen vender tilbage til udgangspunktet efter støjens ophør. Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner.

På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning af kortvarigt habitattab som følge af nedramningen som *middel* for marsvinebestanden og *lav* for sælbestanden, i det støjpåvirkede område omkring den kommende havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.1.5 Støj og forstyrrelser fra skibstrafik og anden anlægsstøj

Ud over nedramningsstøj vil der være støj fra andre kilder i anlægsfasen. Det drejer sig blandt andet om støj fra skibe. Især små og hurtige skibe, som f.eks. servicefartøjer, udsender støj, der potentielt kan få marsvin og sæler til at ændre adfærd.

Marsvin synes at være relativt sky dyr, idet flugtreaktioner ofte ses, hvis et motoriseret fartøj nærmer sig. Undersøgelser har vist en negativ korrelation mellem marsvins tilstedeværelse og intensiteten af skibstrafik (Scheidat, et al., 2011; Herr, Scheidat, & Siebert, 2005). Marsvins adfærd kan ændres når skibe nærmer sig, ved at marsvin om dagen eksempelvis svømmer væk fra skibet i overfladen, mens de om natten reagerer ved at dykke (Frankish, 2023). Skibsstøj kan derudover potentielt forstyrre fødesøgningen hos hvaler der bruger ekkolokalisering til at søge efter bytte (Erbe C. M., 2019), herunder marsvin. Forstyrrelser fra skibsstøj kan derfor have konsekvenser for energetik og populationsdynamikker, hvis marsvin jages væk fra et vigtigt fødeområde (Frankish, 2023).

Det er derfor sandsynligt, at marsvin i et vist omfang vil reagere på den skibstrafik, der vil finde sted i forbindelse med anlægsarbejderne, ved at forlade området og søge til alternative områder i den periode, hvor anlægsarbejderne foregår. Påvirkningen vurderes at være kortvarig og lokal, og det vurderes, at marsvin og sæler kan vende tilbage til området kort tid efter at støjen fra skibstrafik ophører. Området hvor Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark etableres, er allerede nu påvirket af skibstrafik (herunder rute T, som er en transitroute for skibe, hvor centerlinjen af rute T befinder sig 5,2 km til 12,2 km fra projektområdet, hvorfor de dyr som opholder sig i området må formodes at være tilpasset til den skibstrafik der allerede er i området. Den øgede sejlads i forbindelse med anlægsarbejdet vil være periodisk og af kort varighed. På den baggrund

vurderes støj og forstyrrelse fra skibsstøj og støj fra anden anlægsstøj, ikke at have en væsentlig betydning for hverken sæler eller marsvin.

I vurderingen af påvirkningen vurderes belastningsstørrelsen, som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*, idet området som dyrene fortrænges fra, er relativt lille i forhold til øvrige dele af Storebælt, hvor dyrene kan opholde sig, lige som området ikke vurderes at være et kerneområde for hverken sæler eller marsvin. Kompleksiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som *kort*, idet dyrene kan vende tilbage til området kort tid efter, at støjen stopper (få dage for hver monopæle, indenfor en samlet anlægstid for nedramningen på 4-6 måneder). Den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes som *lokal*. Endelig vurderes følsomheden for marsvin som *middel* og for sæler som *middel*. For både marsvin og sæler vurderes påvirkningen fuldt reversibel, idet situationen vender tilbage til udgangspunktet efter støjens ophør. Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner.

På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning af kortvarigt habitattab som følge af støj og forstyrrelser fra skibstrafik og anden anlægsstøj som *lav* for marsvinebestanden og *lav* for sælbestanden i det støjpåvirkede område omkring Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.1.6 UXO (ueksploderet ammunition)

Hvis der mod forventning identificeres ueksploderet ammunition (UXO'er) fra 1. og 2. Verdenskrig samt efterkrigstiden i forbindelse med UXO-surveys, vil disse blive fjernet ved detonering på stedet. Dette skal ske under rådgivning, godkendelse og udførelse af Forsvarets Ammunitions- og minerydningsenhed (se afsnit **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** om Ammunition samt Undervandsstøj vedrørende UXO). Det bemærkes, at hvis der skal detoneres UXO'er, så varetages dette af Forsvaret og det er dermed også Forsvaret, der skal sikre, at det sker i overensstemmelse med regler på miljøområdet. Forsvaret vil således skulle lave en konkret vurdering af deres bortsprængningsaktivitet og herunder vurdere, om der er behov for afværgetiltag.

Trykbølgen fra støjen kan potentielt påvirke havpattedyr i form af fysiske skader eller høreskader (PTS og TTS) samt adfærdspåvirkninger, f.eks. forstyrret fødesøgning.

Sandsynligheden for, at der vil være behov for sprængning af UXO i forbindelse med projektet er lav, idet sandsynligheden for at der findes UXO i anlægsområdet er meget lav (se afsnit **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**). Sandsynligheden for, at der befinder sig en sæl eller et marsvin så tæt på sprængningen, at dyret kan få PTS, afhænger af støjniveauet for sprængningen. Marsvin og sæler vil kunne påvirkes af TTS og adfærdsåndringer i forbindelse med en sprængning (Royal Haskoning, 2018).

I tilfælde af, at det bliver nødvendigt at detonere ammunition, vil påvirkningen af marsvin og sæler være lokal, og kan være irreversibel (PTS) eller reversibel (TTS eller adfærdsåndringer) for det enkelte dyr, afhængigt af sprængladningens størrelse, fysiske forhold m.m. (uden betydning for populationen).

I vurderingen af påvirkningen vurderes belastningsstørrelsen som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*, idet området som dyrene fortrænges fra, er relativt lille i forhold til øvrige dele af Storebælt, hvor dyrene kan opholde sig, lige som området ikke synes at være et kerneområde for hverken sæler eller marsvin. Kompleksiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden.

Varigheden vurderes som *lav* og den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes *lokal*. Endelig vurderes følsomheden for marsvin og sæler som *middel*.

I forbindelse med dette projekt, vurderes der at være meget lav risiko for, at der identificeres UXO i anlægsfasen.

Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner. På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning af detonering af UXO som *lav* for sæl- og marsvinebestanden i det støjpåvirkede område omkring Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.1.7 Sammenfattende vurdering af påvirkning i anlægsfasen

Tabel 3-11 sammenfatter de potentielle påvirkninger af havpattedyr, der vil være ved gennemførelse af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. Herunder vurderingen af: belastning, følsomhed, betydning samt den samlede vurdering for marsvin og sæler i anlægsfasen. Påvirkningerne vurderes som ens for henholdsvis det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2.

Tabel 3-11 Sammenfatning af påvirkning i anlægsfasen for marine pattedyr. "Sæler" omfatter i praksis kun spættet sæl, da gråsæl ikke er kendt fra området og kun forventes at kunne forekomme i yderst begrænset omfang.

Potentiel påvirkning	Arter	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning – Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2
Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning	Marsvin	Lav	Lav	Meget stor	Lav
	Sæler	Lav	Lav	Meget stor	Lav
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (undervandsstøj)	Marsvin	Lav	Meget stor	Meget stor	Middel
	Sæler	Lav	Middel	Meget stor	Lav
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (luftbåren støj)	Sæler	Lav	Middel/Stor	Meget stor	Lav
Kortvarigt habitattab ved nedramning som følge af bortskræmning	Marsvin	Lav	Stor	Meget stor	Middel
	Sæler	Lav	Middel	Meget stor	Lav
Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj mv., som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området	Marsvin	Lav	Middel	Meget stor	Lav
	Sæler	Lav	Middel	Meget stor	Lav
Undervandsstøj fra detonering af UXO, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd	Marsvin	Lav	Middel	Meget stor	Lav
	Sæler	Lav	Middel	Meget stor	Lav

3.3.4.2 Driftsfasen

De vurderede påvirkninger af havpattedyr i driftsfasen ved etablering af havmølleparken i Jammerland Bugt inkluderer:

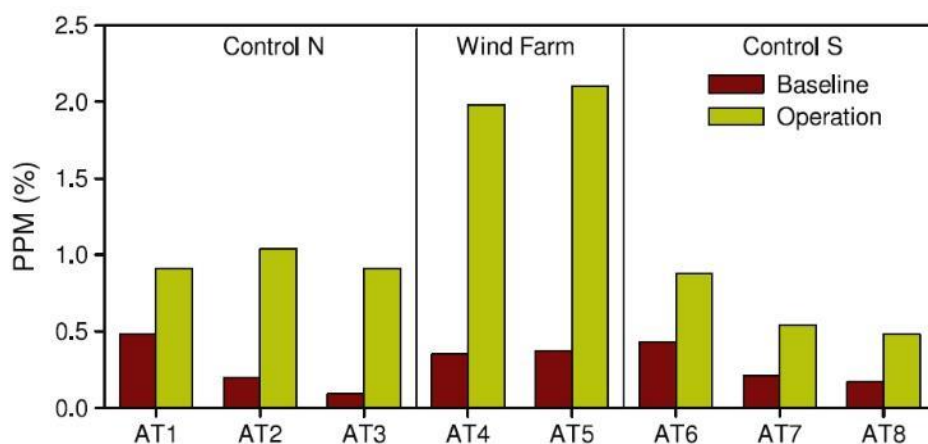
- Støj og forstyrrelse fra møllerne, skibstrafik, og anden støj i forbindelse med vedligehold, som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området
- Langvarige habitatændringer som følge af indførsel af nyt hårdt substrat
- Adfærdændringer pga. elektromagnetisme

3.3.4.2.1 Støj og forstyrrelse fra servicebåde og driftsstøj fra vindmøllerne

Marsvin og sæler kan potentielt påvirkes af støj og forstyrrelse fra skibstrafik i forbindelse med vedligehold og driftsstøj fra møllerne. Skibsstøjen i driftsfasen forventes primært at stamme fra mindre servicebåde, mens støjen fra møllerne under drift primært stammer fra møllernes vinger, gearkasse, turbine og generator, der via mølletårn og fundamenter forplantes ud i vandet.

Omfanget af støj og forstyrrelse fra servicebåde vil være mindre end under anlægsfasen, forventeligt med et behov for ca. 20 vedligeholdelse og service gange årligt for hver vindmølle. På den baggrund vurderes det, at det vil være behov for ca. 320-420 sejladsere til og fra vindmølleparken per år afhængigt af hvilket vindmøllescenarie som vælges. Det forventes, at de skibe, der vil blive anvendt, vil være mindre og sandsynligvis hurtigere og derved generere støj med energi i et højere frekvensområde (som de marine pattedyr er følsomme overfor) end de større skibe, der anvendes under anlægsfasen (Richardson, Malme, Green, & Thomson, 1995). Projektområdet for havmølleparken er dog placeret tæt på Rute-T (5,2-12,3 km), som er en transitrute for skibe, ligesom der allerede forekommer en del skibstrafik i det omkringliggende farvand. Støj fra skibstrafik vil i driftsfasen periodisk og i kort tid øges lokalt omkring møllerne, samt ved transport mellem land og vindmølleparken samt imellem vindmøllerne. Støjen fra møllerne i drift forventes primært at være lave frekvenser (under 1 kHz), og med et lydniveau betydeligt lavere end skibsstøj (Tougaard, Hermanssen, & Madsen, 2020).

Marsvin er observeret i havmølleparker i drift i et sammenligneligt eller højere antal end inden etablering af havmølleparkerne (Tougaard, et al., 2006a; Scheidat, et al., 2011) (se Figur 3-35). Der findes også et eksempel på, at marsvin er observeret i et lavere antal efter opførelse af en havmøllepark. Det er dog uklart, om de færre marsvin skyldes tilstedeværelsen af havmølleparken (Tougaard J. , 2014). Det er desuden kendt, at sæler jager og opholder sig inde i havmølleparker, som det f.eks. ses af en undersøgelse af havpattedyrs adfærd ved menneskabet anlæg på havet (Russell, et al., 2014). Dette indikerer, at driftsstøjen fra havmøllerne og trafik fra skibe inde i havmølleparken ikke har væsentlige negative effekter på tilstedeværelsen af marsvin og sæler.



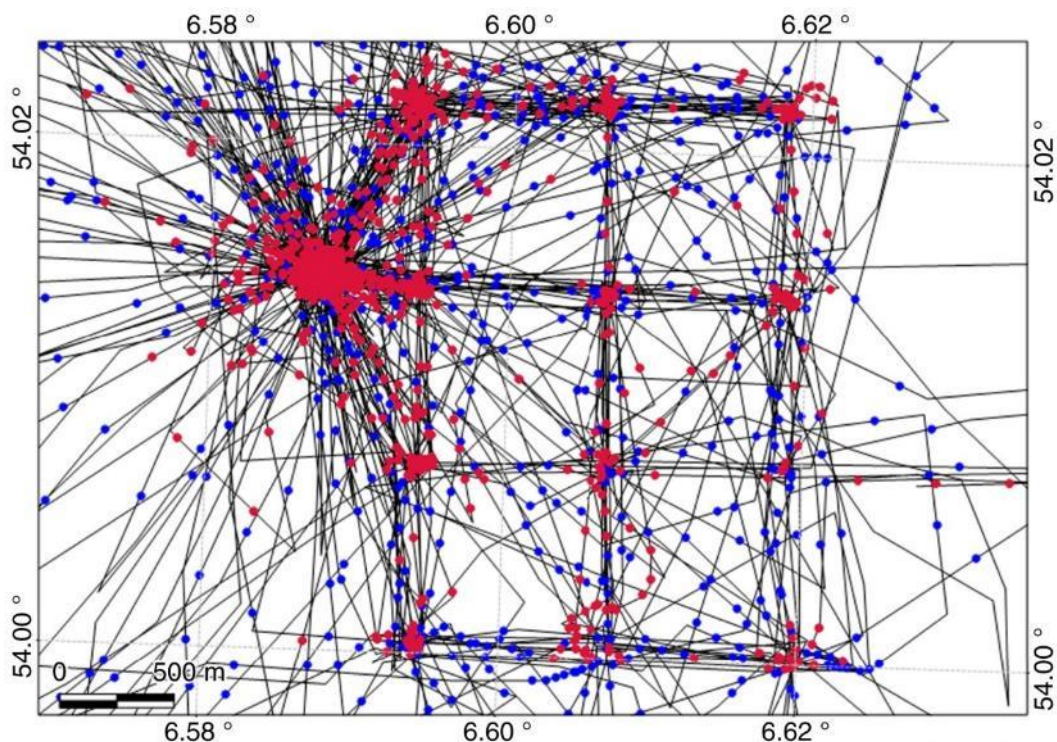
Figur 3-35 Marsvineaktivitet i den hollandske vindmøllepark Egmond aan Zee og to referenceområder før og efter opførelsen af parken (Scheidat, et al., 2011).

I vurderingen af påvirkningen vurderes belastningsstørrelsen som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*, idet området som dyrene fortrænges fra, er relativt lille i forhold til den øvrige dele af Storebælt, ligesom området ikke synes at være et kerneområde for hverken sæler eller marsvin. Kompleksiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som langvarig (mere end 10 år), da påvirkning pågår i anlæggets levetid. Den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes som *lokal*. Endelig vurderes følsomheden for marsvin og sæler som *middel*.

Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner. På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning som følge af støj og forstyrrelse i driftsfasen som *lav* for marsvinebestanden og *lav* for sælbestanden i det støjpåvirkede område omkring den kommende Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen vurderes på den baggrund som ikke væsentlig.

3.3.4.2.2 Habitætændringer som følge af et øget areal af hårdt substrat

Det kan diskuteres, om fundamenterne og erosionsbeskyttelse kan opfattes som egentlige positiv påvirkning for marsvin og sæler eller ej. På de nye fundamentet på havbunden vil der over tid opstå samfund med muslinger, alger og andre fastsiddende organismer, som på mange måder minder om stenrevssamfund. Disse vil dog være små og lokale. En undersøgelse har påvist øget aktivitet af marsvin ved et restaureret stenrev ved Læsø Trindel. Årsagen var formentlig, at antallet af byttedyr steg (Mikkelsen, Mouritsen, Dahl, Teilmann, & Tougaard, 2013). En anden undersøgelse ved Nysted vindmøllepark viste derimod, at området 10 år efter etableringen fortsat ikke havde opnået samme niveau af marsvin som tidligere (Teilmann, J.; Carstensen, J., 2012). For sæler har en undersøgelse vist, at de kan afsøge møllefundamenter i jagten på bytte ((se Figur 3-36) (Russell, et al., 2014)).



Figur 3-36 Svømmemønstre for en spættet sæl ved vindmølleparken Alpha Ventus (12 møller) og platformen Fino 1 (til venstre for parken). Punkter viser lokalitet med 30 minutters intervaller. Røde punkter indikerer større sandsynlighed for fouragering. Det ses at koncentrationen af sæler er højest ved møllefundamenterne samt ved platformen (Russell, et al., 2014).

Arealet med blødbund, som erstattes af hårbund i form af fundamenter og erosionsbeskyttelse på havbunden er meget lille. Der findes allerede hårbund i form af en del sten i området, og den meget begrænsede tilføjelse af hårbundsareal i form af erosionsbeskyttelse vurderes ikke at medføre en væsentlig ændring i fødeudbuddet, for hverken marsvin eller sæler i området.

I vurdering af påvirkning vurderes belastningsstørrelse som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*, idet området med ændret habitat er relativt lille i forhold til øvrige dele af Storebælt, ligesom området ikke synes at være et kerneområde for hverken sæler eller marsvin. Kompleksiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som langvarig (mere end 10 år), da påvirkning pågår i anlæggets levetid. Den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes som *lokal*. Endelig vurderes følsomheden som *lav* og for både sæler og marsvin, da det vurderes, at pattedyrene enten ikke påvirkes eller påvirkes positivt af det ændrede habitat som følge af ændret substrat.

Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner. På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning af ændret habitat i driftsfasen som *lav* for marsvinebestanden og *lav* for sælbestanden i området omkring den kommende Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.2.3 Adfærdsændringer pga. elektromagnetisme

Der etableres dels forbindelseskabler mellem møllerne og dels 3 ilandføringskabler. De elektromagnetiske felter omkring søkabler er meget svage og falder hurtigt inden for kort afstand fra kablet, så det stort set ikke er målbart i 10-20 meters afstand (Andrulewicz, Napierska, & Otremba, 2003; Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Det forventes, at den elektromagnetiske strøm fra kablerne for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark er på niveau med dem målt i lignende danske havmølleparker og inden for det naturlige niveau i danske kystnære områder (Orbicon | WPS, 2020a; 2020b).

Der findes meget lidt viden om hvaler og sælers respons på elektromagnetiske felter (EMFs) (Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Der er umiddelbart ingen evidens for, at sæler er følsomme over for ændringer i magnetiske felter. Det er dog sandsynligt, at marsvin er sensitive i forhold til mindre ændringer i magnetiske felter (Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Det er derfor muligt, at marsvin reagerer på variationer i de magnetiske felter, som kabler genererer. Afhængigt af omfanget og varigheden af magnetfeltet vurderes en sådan effekt at kunne medføre mindre, kortvarige ændringer i svømmeretning eller en længere omvej under et dyrs migration.

Der er ikke belæg for at tro, at kablerne i havmølleparkerne skulle medføre risiko for strandinger af marsvin eller andre havpattedyr, idet en sådan effekt ikke er observeret i forbindelse med havmølleparker i Danmark eller resten af verden. Der er heller ikke noget, der tyder på, at marsvin og sæler har problemer med at orientere sig i områder med kabler (Russell, et al., 2014).

I vurderingen af påvirkningen på adfærdsændringer vurderes belastningsstørrelsen som en kombination af intensitet og kompleksitet, varighed og omfang som *lav*. Intensiteten vurderes som *lav*. Komplexiteten af påvirkningen vurderes som *lav*, da påvirkningen ikke er sammensat af mange forskelligartede delpåvirkninger, der griber ind i hinanden. Varigheden vurderes som *langvarig* (mere end 10 år), da påvirkning pågår i anlæggets levetid og den rumlige udstrækning af påvirkningen vurderes som meget *lokal* omkring kablerne. Endelig vurderes følsomheden som *lav* og for både sæler og marsvin, da det vurderes, at pattedyrene enten har lav eller ingen påvirkning som følge af elektromagnetisme.

Betydningen er *meget stor*, idet både marsvin og sæler er beskyttet af internationale lovgivning/konventioner. På baggrund af ovenstående vurderes den samlede påvirkning af elektromagnetisme i driftsfasen som *lav* for både sæl- og marsvinebestanden i området omkring den kommende Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.2.4 Sammenfattende vurdering af påvirkning i driftsfasen

Tabel 3-12 Sammenfatning af potentielle påvirkninger i driftsfasen for havpattedyr. "Sæler" omfatter i praksis kun spættet sæl, da gråsæl ikke er kendt fra området og kun forventes at kunne forekomme i yderst begrænset omfang.

Potentiel påvirkning	Arter	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning – Foretrukket projekt og alternativ 1 og 2
Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj mv., som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området	Marsvin	Lav	Middel	Meget stor	Lav
	Sæler	Lav	Middel	Meget stor	Lav
	Marsvin	Lav	Lav	Meget stor	Lav/ingen

Potentiel påvirkning	Arter	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning – Foretrukket projekt og alternativ 1 og 2
Habitatændringer som følge af et øget areal af hårdt substrat	Sæler	Lav	Lav	Meget stor	Lav/ingen
Adfærsændringer pga. Elektromagnetisme, som kan påvirke dyrene	Marsvin	Lav	Lav	Meget stor	Lav/ingen
	Sæler	Lav	Lav	Stor	Lav/ingen

3.3.4.3 Dekommissioneringsfasen

Vurderede påvirkninger af havpattedyr ved Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark i dekommissioneringsfasen:

- Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning
- Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj mv., som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området

3.3.4.3.1 Sedimentspild

Sedimentspildet i dekommissioneringsfasen er vurderet til at være det samme eller mindre end i anlægsfasen. Påvirkning for marsvin og sæler vurderes derfor også til *lav* i dekommissioneringsfasen, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.3.2 Støj og forstyrrelse fra skibstrafik og anden dekommissioneringsaktivitet

Støj og forstyrrelse fra skibstrafik og andre aktiviteter i dekommissioneringsfasen vurderes at være sammenlignelige med støj og forstyrrelser i anlægsfasen, og påvirkningen for både marsvin og sæler vurderes derfor også som *lav* i dekommissioneringsfasen, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.3.3 Habitatændringer som følge af et øget areal af hårdt substrat

Hårdt substrat, som forventes efterladt på havbunden i dekommissioneringsfasen, omfatter fundamentet på møllerne, som evt. kan blive afskåret lige under havbundsoverfladen, samt erosionsbeskyttelsen udenom fundamentet. Det efterladte hårbundssubstrat er det samme og omfatter samme areal, som der er vurderet for i driftsfasen. Den samlede påvirkning vurderes derfor som den samme i dekommissioneringsfasen som i driftsfasen hhv. *lav/positiv* for marsvin og *lav/uden påvirkning* for sæler, og påvirkningen derfor ikke væsentlig.

3.3.4.3.4 Sammenfattende vurdering af påvirkning i dekommissioneringsfasen

En sammenfatning af projektets potentielle påvirkninger for havpattedyr i dekommissioneringsfasen er givet i Tabel 3-13. Den samlede vurdering er foretaget ud fra en antagelse om, at påvirkningerne i dekommissioneringsfasen for sedimentspild samt støj og forstyrrelse fra skibstrafik og anden dekommissioneringsaktivitet er sammenlignelige med dem, der finder sted i anlægsfasen. Dog uden påvirkning fra nedramning af pæle. Påvirkningerne i dekommissioneringsfasen for langvarige habitatændringer som følge af indførsel af nyt hårdt substrat er sammenlignelige med dem, der finder sted i driftsfasen. Påvirkningerne vurderes som ens for henholdsvis det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2.

Tabel 3-13 Sammenfatning af potentielle påvirkning i dekommissioneringsfasen for havpattedyr. "Sæler" omfatter i praksis kun spættet sæl, da gråsæl ikke er kendt fra området og kun forventes at kunne forekomme i yderst begrænset omfang.

Potentiel påvirkning	Arter	Belastning	Følsomhed	Betydning	Samlet påvirkning – Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2
Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning	Marsvin	Lav	Lav	Meget stor	Lav
	Sæler	Lav	Lav	Meget stor	Lav
Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj mv., som kan forstyrre dyrene og skræmme dem bort fra området	Marsvin	Lav	Middel	Meget stor	Lav
	Sæler	Lav	Middel	Meget stor	Lav

3.3.5 Sammenfatning

Tabel 3-14 sammenfatter de potentielle påvirkninger af havpattedyr i projektets forskellige faser. De vurderede støjpåvirkninger ved nedramning af monopæle forudsætter at støjen under nedramning bliver dæmpet med dobbelt boblegardin (DBBC) eller lignende støjdæpende tiltag og at der ikke nedrammes monopæle i den mest sårbare periode for marsvin (fra maj til og med august). Ingen af de potentielle påvirkninger giver anledning til væsentlige påvirkninger af havpattedyr i området, og således heller ikke behov for afværgeforanstaltninger for projektet.

Der er ingen forskel i vurderingen af de potentielle påvirkninger af havpattedyr ved gennemførelse af det foretrukne projekt, alternativ 1 eller alternativ 2, for hverken marsvin eller sæler.

Tabel 3-14 Sammenfatning af den samlede potentielle påvirkning for havpattedyr (marsvin og sæler) i projektets anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfaser.

Påvirkning	Fase	Samlet påvirkning – Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2	
		Marsvin	Sæler
Øgede koncentrationer af sediment i vandsøjlen kan reducere fødegrundlaget og påvirke dyrenes fødesøgning	Anlæg	Lav	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Lav	Lav
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (undervandsstøj)	Anlæg	Middel	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Støjpåvirkning ved nedramning af monopæle, som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd (luftbåren støj)	Anlæg	Ingen	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Kortvarigt habitattab ved nedramning som følge af bortskræmning	Anlæg	Middel	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen

Påvirkning	Fase	Samlet påvirkning – Foretrukket projekt, alternativ 1 og 2	
		Marsvin	Sæler
Støj og forstyrrelse fra skibstrafik, og anden anlægsstøj, driftsstøj fra møllerne mv.	Anlæg	Lav	Lav
	Drift	Lav	Lav
	Dekommissionering	Lav	Lav
Langvarige habitatændringer som følge af indførsel af nyt hårdt substrat	Anlæg	Ingen	Ingen
	Drift	Lav/Ingen	Lav/Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Undervandsstøj fra detonering af UXO (ueksploderet ammunition), som kan påvirke dyrenes hørelse og adfærd	Anlæg	Lav	Lav
	Drift	Ingen	Ingen
	Dekommissionering	Ingen	Ingen
Adfærdsændringer pga. elektromagnetisme, som kan påvirke dyrene	Anlæg	Ingen	Ingen
	Drift	Lav	Lav
	Dekommissionering	Ingen	Ingen

4 NATURA 2000-FORHOLD OG BILAG IV-ARTER

Formålet med dette kapitel er at beskrive og vurdere påvirkningerne fra Jammerland Bugt Kystnær Havmølleparks anlægs-, drifts- og dekommissioneringsfaser i forhold til de internationalt beskyttede naturområder på hav og land, de såkaldte Natura 2000-områder. Desuden behandles de særligt beskyttede arter, som er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

4.1 Lovgrundlag

Natura 2000-områderne er udpeget efter henholdsvis Habitatdirektivet (92/43/EF) og Fuglebeskyttelsesdirektivet (2009/147/EF, tidligere 79/409/EF), og områderne danner tilsammen et økologisk netværk af beskyttede naturområder i hele EU.

Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiverne administreres i Danmark bl.a. gennem Miljøministeriets Bekendtgørelse nr. 2091 af 12/11/2021 om udpeging og administration af internationale naturbeskyttelsesområder, samt beskyttelse af visse arter (Miljøministeriet, BEK nr 2091 af 12/11/2021). Miljøstyrelsen har udarbejdet en vejledning til Habitatbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2020).

Hovedprincippet for administrationen af Natura 2000-områderne kan kort beskrives således:

Planer og projekter skal underkastes en foreløbig vurdering af, hvorvidt de kan påvirke et Natura 2000-område væsentligt, og hvis dette ikke på forhånd kan afvises, skal der gennemføres en egentlig Natura 2000-konsekvensvurdering, der skal vise, om planen eller projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområde.

I Danmark er der aktuelt udpeget 257 Natura 2000-områder, der både omfatter land- og vandområder. Natura 2000-områderne kan omfatte både EU-habitatområder og EU-fuglebeskyttelsesområder. I fuglebeskyttelsesområderne indgår også Danmarks 28 såkaldte Ramsarområder, som er områder, der rummer så mange vandfugle, at de har international betydning og skal beskyttes.

Det er Natura 2000-områdets udpegningsgrundlag, dvs. de arter og naturtyper, som områderne er udpeget af hensyn til, der er genstand for vurderingen. Vurderingen skal desuden foretages for det/de berørte Natura 2000-områder og de målsætninger, der er fastsat for disse i Natura 2000-planerne, jf. vejledningen til habitatbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2020).

4.1.1 Gunstig bevaringsstatus

I kraft af sit EU-medlemskab er Danmark forpligtiget til at opretholde en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, som Natura 2000-områderne er udpeget for at beskytte (udpegningsgrundlaget). Præcist, hvad en gunstig bevaringsstatus indebærer, er forskelligt for de enkelte arter og naturtyper, men begrebet er søgt præciseret og gjort målbart (se bl.a. (Søgaard, et al., 2005; Elmeros, Søgaard, Wind, & Ejernæs., 2021)).

For arternes vedkommende betyder gunstig bevaringsstatus, at bestandene skal være stabile eller i fremgang, og at arealerne af de levesteder, som arterne er afhængige af, enten skal være uændrede eller stigende i forhold til tidspunktet for områdets udpegnings. For naturtyperne er der tilsvarende tale om, at arealet med den pågældende naturtype skal være stabilt eller stigende for at opretholde en gunstig bevaringsstatus.

For at opnå målet med gunstig bevaringsstatus er der for hvert Natura 2000-område udarbejdet en statslig Natura 2000-plan. Planerne sætter rammerne for forvaltningen af Natura 2000-områderne med henblik på at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for de udpegede arter og naturtyper.

Desuden er der i planerne angivet, hvilke påvirkningsfaktorer naturtyperne og arterne er udsatte for, og som derfor udgør en trussel mod opretholdelsen eller udviklingen af en gunstig bevaringsstatus for disse arter og naturtyper i Natura 2000-områderne.

Natura 2000-områdernes udpegningsgrundlag opdateres med jævne mellemrum. De i kapitlet refererede udpegningsgrundlag baserer sig på de nyeste (3. generations) og gældende Natura 2000-planer, der omfatter perioden 2022-2027 (Miljøstyrelsen, 2023b).

4.1.2 Habitatdirektivets Bilag IV

Af habitatdirektivets Artikel 12 fremgår, at medlemslandene skal indføre en streng beskyttelse af en række dyre- og plantearter som fremgår af direktivets bilag IV, uanset hvor de forekommer. Direktivets artikel 12 er implementeret i dansk lovgivning gennem Habitatbekendtgørelsen (Miljøministeriet, BEK nr 2091 af 12/11/2021) og Artsfredningsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, BEK nr 521 af 25/03/2021 om fredning af visse dyre- og plantearter mv., indfangning af og handel med vildt og pleje af tilskadekommet vildt).

For Bilag IV-arter, der bl.a. omfatter alle arter af flagermus, indebærer beskyttelsen bl.a. et forbud mod (1) forsætligt drab eller indfangning, (2) forsætlig forstyrrelse, i særdeleshed i yngle- og opvækstperioden samt under overvintring og migration, (3) beskadigelse eller ødelæggelse af yngle- eller rasteområder.

Ifølge vejledningen til Habitatbekendtgørelsen defineres yngleområder som områder, der er nødvendige for (1) parring eller kurtisering, (2) redebygning, hulebygning, fødsel eller æglægning, (3) opvækst af yngel og unger. Rasteområder defineres som områder, der er vigtige for at sikre overlevelsen af enkelte dyr eller bestande, når de er i hvile. Områder, der benyttes til fødesøgning, er således omfattet af beskyttelsen, hvis de samtidig bruges som yngle- eller rasteområde, eller hvis de er afgørende for funktionen af et nærliggende yngle-/rasteområde.

Det skal i denne forbindelse også sikres, at den økologiske funktionalitet af den pågældende bestands yngle- og rasteområder samlet set opretholdes på mindst samme niveau som hidtil. Med den økologiske funktionalitet menes de samlede livsvilkår, som området byder en art. Princippet om økologisk funktionalitet, baserer sig på en bredere økologisk forståelse for arten og dens levevis uden at tilsidesætte beskyttelseshensynene.

4.2 Natura 2000-områder ved Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark

Der er ingen Natura 2000-områder i projektområdet og ilandføringskorridoren på havet eller i undersøgelseskorridoren på land.

For projektområdet og ilandføringskorridoren på havet er nærmeste Natura 2000-område over hav Natura 2000-område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord, der ligger ca. 6,3 km nord for projektområdet. Afstanden til Natura 2000-området i fugleflugtslinje (over land) er ca. 3 km. Natura 2000-område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken, ligger ca. syv km syd for projektområdet på havet. Derudover ligger der i Storebælt og langs kysterne ved Hindsholm fire andre Natura 2000-områder inden for 20 km fra projektområdet.

For undersøgelseskorridoren på land er nærmeste Natura 2000-område over land Natura 2000-område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord. Det ligger ca. 2,5 km vest for undersøgelseskorridoren. Afstanden til Natura 2000-området i fugleflugtslinje (over hav) er ca. 1,5 km. Øvrige Natura 2000-områder ligger mindst 7,5 km væk, det nærmeste er Natura 2000-område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke.

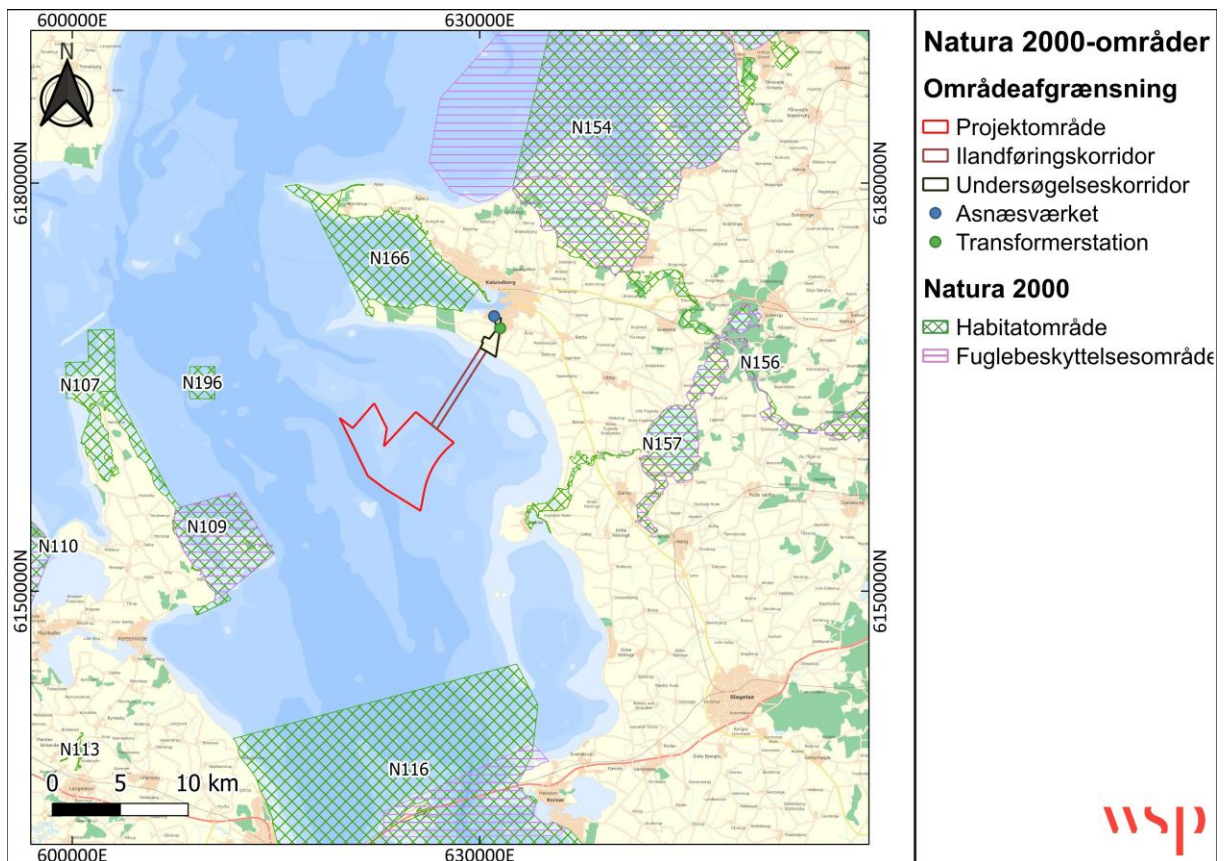
Der er ikke fastlagte retningslinjer for, hvor mange og hvilke Natura 2000-områder, der skal behandles i en Natura 2000-vurdering. Derfor ligger det til grund for vurderingen, at det ikke på forhånd kan udelukkes, at mobile arter som fugle, havpattedyr, flagermus og fisk, som er på udpegningsgrundlaget i fjernere beliggende Natura 2000-områder, kan bevæge sig gennem projektområdet og ilandføringskorridoren på havet. Der er lavet en konkret vurdering af, hvornår dette kan være relevant, og i de tilfælde er arter medtaget, selvom de ikke er med på udpegningsgrundlaget i de Natura 2000-områder, som ligger inden for 20 km fra projektområdet og ilandføringskorridoren på havet.

Tabel 4-1 Natura 2000-områder inden for 20 km fra projektområde og ilandføringskorridor på havet. Afstanden er angivet som mindstefastand over henholdsvis hav og i fugleflugtslinje (over land).

Natura 2000-område	Habitat-område	Fuglebeskyttelsesområde	Afstand fra Natura 2000-område (km) til projektområde over hav	Afstand fra Natura 2000-område (km) til projektområde i fugleflugtslinje (over land)
Område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord	H195	-	6,3	3,6
Område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken	H138	F100	7,6	7,3
Område nr. 109 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø	H93	F77	9	9
Område nr. 196 Ryggen	H172	-	9	9
Område nr. 116 Centrale Storebælt og Vresen	H100	F73, F98, F128	13	13
Område nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand	H91	-	16	16
Område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke	H135, H244	F94, F99	32	10

Tabel 4-2 Natura 2000-områder nær undersøgelseskorridoren på land. Afstanden er angivet som mindsteafstand over henholdsvis land og i fugleflugtslinje (over hav).

Natura 2000-område	Habitat-område	Fuglebeskyttelsesområde	Afstand fra Natura 2000-område (km) over land	Afstand fra Natura 2000-område (km) i fugleflugtslinje (over hav)
Område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord	H195	-	2,5	1,5
Område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke	H135, H244	F94, F99	7,5	7,5



Figur 4-1 Natura 2000-områder omkring projektområdet og ilandføringskorridoren på havet og undersøgelseskorridoren på land.

4.2.1 Natura 2000-område nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev Kalundborg Fjord

Natura 2000-område nr. 166 består af habitatområde H195 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord. Natura 2000-området er udpeget af hensyn til fem arter samt fire marine og 12 terrestriske naturtyper (Tabel 14.2.2).

Natura 2000-området har et areal på 5.774 ha hvoraf 5.369 ha er hav og 195 ha er land. Cirka 48 % af områdets landareal ejes af Miljøministeriet. Området er afgrænset som vist på kortet (Figur 4-1).

Habitatområdet består af de yderste 2,5 km af Røsnæshalvøen, samt 10 km af halvøens sydvendte kystskrænter og 1,5 km af nordkysten. Desuden indgår et marint område med rev i forlængelse af halvøen samt Kalundborg Fjord i habitatområdet.

Dette Natura 2000-område er specielt udpeget for at beskytte de betydelige forekomster af naturtyperne kystklint, kalkoverdrev og ikke mindst tørt kalksandoverdrev. Desuden skal udpegningen specielt beskytte områdets forekomst af klokkefrø samt marsvin i Kalundborg Fjord. Desuden kan fremhæves forekomst af kildevæld og skæv vindelsnegl ved Vindekilde samt Røsnæs Rev.

Natura 2000-området ligger i Kalundborg Kommune og indenfor vandområdedistrikt Sjælland. Området ligger desuden i Havstrategidirektivets atlantiske region.

Tabel 4-3 Udpegningsgrundlag for Natura-2000-område nr.166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord (Habitatområde H195). *: Prioriteret art eller naturtype, for hvilken den danske stat har en særlig beskyttelsesforpligtigelse (Miljøstyrelsen, 2021d).

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 195		
Naturtyper	Sandbanke (1110)	Lagune* (1150)
	Bugt (1160)	Rev (1170)
	Strandvold med enårige planter (1210)	Strandvold med flerårige planter (1220)
	Kystklint/klippe (1230)	Strandeng (1330)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Tørt kalksandoverdrev* (6120)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Kildevæld* (7220)	Bøg på muld (9130)
Arter	Skæv vindelsnegl (1014)	Klokkefrø (1188)
	Stor vandsalamander (1166)	Spættet sæl (1365)
	Marsvin (1351)	

4.2.2 Natura 2000-område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Desebjerg og Bollinge Bakke

Natura 2000-området Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Desebjerg og Bollinge Bakke har et samlet areal på 44.750 ha hvoraf 39.054 ha er havareal i Sejerø Bugt og 1647 ha er vandflade i brakvandsøen Saltbæk Vig. Området er udpeget som habitatområderne nr. 135 Sejerø Bugt og Saltbæk Vig og nr. 244 Bjergene, Desebjerg og Bollinge Bakke, samt fuglebeskyttelsesområderne nr. 94 Sejerø Bugt og Nekselø og nr. 99 Saltbæk Vig. Cirka 230 ha ejes af Staten.

De to habitatområder er udpeget for fem marine og 32 terrestriske naturtyper samt ni arter. De to fuglebeskyttelsesområder er udpeget for ni arter af ynglefugle og 10 arter af trækfugle (Tabel 4-4).

Området er specielt udpeget for at beskytte store og veludviklede rigkær omkring Saltbæk Vig, kystlagunerne ved Sanddobberne, Saltbæk og Korevlen, Sandbanker, Bugter og vige og Stenrev i Sejerø Bugt, det unikke klitlandskab med bl.a. enebærklit på Eskebjerg Vesterlyng, klinte og overdrev på bl.a. Nekselø og Ordrup Næs,

stenede strandvolde på Krageøen og langs Sejerø Bugt samt betydelige indlandsoverdrev i Bjergene og Veddinge Bakker. Desuden er området særligt udpeget for at beskytte Sejerø Bugts betydelige forekomster af rastende gråstrubet lappedykker og af havdykænderne sortand, fløjlsand, ederfugl og bjergand.

Tabel 4-4 Udpegningsgrundlag for Natura-2000-område nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke (Miljøstyrelsen, 2021e). *: prioriteret art eller naturtype for hvilken den danske stat har et særligt beskyttelsesansvar.

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 135		
Naturtyper	Sandbanke (1110)	Vadeflade (1140)
	Lagune* (1150)	Bugt (1160)
	Rev (1170)	Strandvold med enårlige planter (1210)
	Strandvold med flerårige planter (1220)	Kystklint/klippe (1230)
	Enårlig strandengsvegetation (1310)	Strandeng (1330)
	Forklit (2110)	Hvid klit (2120)
	Grå/grøn klit* (2130)	Klithede* (2140)
	Klitlavning (2190)	Enebærklit* (2250)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Vandløb (3260)
	Tør hede (4030)	Tørt kalksandsoverdrev* (6120)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)	Hængesæk (7140)
	Tørvelavning (7150)	Rigkær (7230)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter	Enkelt månerude (1419)	Mygblomst (1903)
	Kildevældsvindelsnegl (1013)	Skæv vindelsnegl (1014)
	Sumpvindelsnegl (1013)	Stavsild (1103)
	Klokkefrø (1188)	Stor vandsalamander (1166)
	Odder (1355)	
Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 244		
Naturtyper	Strandvold med flerårige planter (1220)	Græs-indlandsklit (2330)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Tør hede (4030)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Kildevæld* (7220)	Rigkær (7230)
	Bøg på mor (9110)	Bøg på muld (9130)
	Ege-blandskov (9160)	Stilkeke-krat (9190)
	Elle- og askeskov* (91E0)	
Arter	Stor vandsalamander (1166)	
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 94		
Fugle	Gråstrubet lappedykker (T)	Bjergand (T)
	Ederfugl (T)	Sortand (T)
	Fløjlsand (T)	Rørhøg (Y)
	Engsnarre (Y)	Klyde (TY)
	Dværgterne (Y)	Splitterne (Y)

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 135		
	Havterne (Y)	Rødrygget tornskade (Y)
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 99		
Fugle	Rørdrum (Y)	Sangsvane (T)
	Grågåås (T)	Sædgåås (T)
	Krikand (T)	Havørn (Y)
	Rørhøg (Y)	Klyde (TY)
	Dværgterne (Y)	Rødrygget tornskade (Y)

4.2.3 Natura 2000-område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken

Natura 2000-område nr. 157 består af habitatområde H138 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken og fuglebeskyttelsesområde F100 Tissø, Åmose og Hallenslev Mose. Habitatområdet er udpeget af hensyn til fire dyrearter, to marine naturtyper og 19 terrestriske naturtyper. Fuglebeskyttelsesområdet er udpeget af hensyn til otte arter af ynglefugle og syv arter af trækfugle, idet fiskeørn er på udpegningsgrundlaget som både yngle- og trækfugl (Tabel 4-5).

Natura 2000-området har et areal på 3.395 ha, hvoraf 31 ha er hav og 1296 ha er vandflade i større søer. Tissø, der er landets fjerde største sø, udgør 1.200 ha.

Dette Natura 2000-område er specielt udpeget for at beskytte rastende gæs og svaner samt yngleforekomster af bl.a. dværgterne, fjordterne, plettet rørvagtel, rørdrum og rørhøg. Området er desuden specielt udpeget for at beskytte odder samt naturtyperne surt overdrev og tidvis våd eng, som overvejende findes omkring Hallebyåens udløb ved Flasken samt kalkoverdrev og rigkær, som findes omkring Tissø. Endelig skal området særligt beskytte områdets søer, vandløb og Hallebyåens uregulerede udløb i Storebælt. Af interessante arter i området bør desuden nævnes pignomerling.

På sin vej passerer Nedre Halleby Å bl.a. Bjerge Enge og Fællesfolden for ved Flasken at nå Storebælt. Bøstrup Å, som bl.a. gennemløber Jødelands Mosen, Hallenslev Mose og Rye Mose er et sydfra kommende sideløb til Nedre Halleby Å. I nord grænser området op til Natura 2000-område nr. 156, Store Åmose, Skarresø og Bregninge Å.

Lille Åmose og Hallenslev Mose består begge især af uopdyrkede arealer, som tidligere har været anvendt til tørvegravning. Store dele af arealerne ved Bjerge Enge og nedre Halleby Å er afgræssede enge og strandenge med rester af afsnørede åløb.

Halleby Ås brede udmunding i Storebælt er et af de få naturlige og uregulerede åudløb på Sjælland. Udløbet, som kaldes Flasken, er omgivet af tidvis våd eng og strandeng (Miljøstyrelsen, 2021f). Natura 2000-området ligger i Kalundborg Kommune og inden for vandplanområdet hovedvandopland Kalundborg.

Tabel 4-5 Udpegningsgrundlag for Natura 2000-område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken (Habitatområde H138 og Fuglebeskyttelsesområde F100). *: Prioriteret art eller naturtype, for hvilken den danske stat har en særlig beskyttelsesforpligtelse (Miljøstyrelsen, 2021f).

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 138		
Naturtyper	Flodmunding (1130)	Lagune* (1150)
	Strandvold med enårige planter (1210)	Strandvold med flerårige planter (1220)
	Enårig strandengsvegetation (1310)	Strandeng (1330)
	Grå/grøn klit* (2130)	Søbred med småurter (3130)
	Kransnålalge-sø (3140)	Næringsrig sø (3150)
	Vandløb (3260)	Tør hede (4030)
	Tørt kalksandsoverdrev* (6120)	Kalkoverdrev* (6210)
	Surt overdrev* (6230)	Tidvis våd eng (6410)
	Rigkær (7230)	Bøg på muld (9130)
	Ege-blandskov (9160)	Skovbevokset tørvemose* (91D0)
	Elle- og askeskov* (91E0)	
Arter	Skæv vindelsnegl (1014)	Pigsmerling (1149)
	Stor vandsalamander (1166)	Odder (1355)
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 100		
Fugle	Rørdrum (Y)	Pibesvane (T)
	Sangsvane (T)	Grågåås (T)
	Sædgåås (T)	Blisgåås (T)
	Havørn (Y)	Stor skallesluger (T)
	Fiskeørn (TY)	Rød glente (Y)
	Rørhøg (Y)	Plettet rørvagtel (Y)
	Klyde (Y)	Brushane (Y)
	Dværgterne (Y)	Fjordterne (Y)

4.2.4 Natura 2000-område Nr. 116 Centrale Storebælt og Vresen

Natura 2000-område nr. 116 består af habitatområde H100 Centrale Storebælt og Vresen samt fuglebeskyttelsesområderne F73 Vresen og havet mellem Fyn og Langeland og F98 Sprogø og Halskov Rev. Habitatområdet er udpeget af hensyn til en art (marsvin), fire marine naturtyper, tre terrestriske naturtyper. De to fuglebeskyttelsesområder er udpeget for fem arter af ynglefugle og en trækfugl (Tabel 4-6). Natura 2000-områdets samlede areal er på ca. 63.000 ha, hvoraf godt 99 % er hav.

Havområdet udgør en del af Storebælt, der er karakteriseret ved, at der, som i en stor flodmunding, foregår et møde mellem saltvand fra Kattegat og mere fersk vand fra Østersøen. De ret få landarealer udgøres af Lejsø på det vestlige Sjælland samt øerne Sprogø og Vresen. Af disse er kun Vresen en del af habitatområdet. Sprogø, Vresen og de mange tilstødende stenrev udgør en fortsættelse af det nord-sydgående bakkestrøg, der løber gennem Langeland og videre i en bue fra Lohals til Korsør.

Marsvin er udbredt i Storebælt med særlig stor hyppighed i det centrale Storebælt og omkring Vresen. (Teilmann, et al., 2008) anfører, at Storebælt er et af de mest stabile og vigtige områder, måske det vigtigste overhovedet, for marsvin i de indre danske farvande.

Natura 2000-området ligger i kommunerne Slagelse, Nyborg og Svendborg. Området ligger indenfor vandområdedistrikt Jylland og Fyn samt Sjælland mht. målfastsættelse og indsatsplanlægning for den kemiske tilstand. Området ligger desuden inden for Havstrategidirektivets marin-baltiske region.

Tabel 4-6 Udpegningsgrundlag for Natura 2000-område nr. 116 Centrale Storebælt og Vresen. *: Prioriteret art eller naturtype, for hvilken den danske stat har en særlig beskyttelsesforpligtelse (Miljøstyrelsen, 2020b).

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 100		
Naturtyper	Sandbanke (1110)	Lagune* (1150)
	Bugt (1160)	Rev (1170)
	Strandvold med enårige planter (1210)	Strandvold med flerårige planter (1220)
	Kystklint/klippe (1230)	
Arter	Marsvin (1351)	
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 73		
Fugle	Ederfugl (T)	
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 98		
Fugle	Ederfugl (T)	Klyde (Y)
	Dværgterne (Y)	Splitterne (Y)
	Fjordterne (Y)	Havterne (Y)

4.2.5 Natura 2000-område nr. 109 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø

Natura 2000-område nr. 109 består af habitatområde H93 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø og fuglebeskyttelsesområde F77 Romsø og sydkysten af Hindsholm. Habitatområdet er udpeget af hensyn til en art (marsvin), fire marine naturtyper, 14 terrestriske naturtyper og to arter. Fuglebeskyttelsesområdet er udpeget for en ynglefugl Tabel 4-7. Natura 2000-områdets samlede areal er 4.275 ha, hvoraf de 4.079 ha er hav.

Romsø udgør 109 ha af landarealet. Havområdet er stærkt påvirket af vind, strøm og bølgepåvirkninger, og kysterrosionen er tydelig både på Hindsholm og Romsø. Ud for Romsøs sydvestlige spids findes det markante stenrev "Vestrev".

Sandbanke (1110) er i 2012 kortlagt til at udgøre næsten 1/3 del af det marine område, og rev (1170) er kortlagt til at udgøre næsten 2/3 af det marine område. Der er bl.a. registreret stenrev øst for Romsø. Der er desuden observeret to tilfælde af biogene rev sydvest for Romsø, som er kortlagt til at udgøre 5.600 – 7.000 m². En mindre del af det marine areal i habitatområdet består af naturtypen 1160 Bugter og vige, bl.a. området nordvest for Romsø og i Romsø Sund. I strandengen på vestsiden af Romsø findes en større lagune (1150*), som ikke er kortlagt.

Hovedparten af Romsø, der rummer en stor variation af forskellige naturtyper, består af moræneaflejringer fra sidste istid, og øens kyster domineres af stejle klinger og stenstrande. Mod sydvest findes et stort strandengsområde (Maden), og den centrale del af øen består af forskellige skovnaturtyper omgivet af store kalkoverdrev og rigkær.

Den vestlige del af Natura 2000-området består af et snævert stykke land langs Hindholms kyst. Her findes en mosaik af naturtyperne strandeng, rigkær, avneknippemose og surt overdrev på højere bund. Marsvin er generelt udbredt i farvandet rundt om Fyn med særlig hyppighed bl.a. omkring Romsø.

Den del af Natura 2000-området, der ligger på land er privatejet. Natura 2000-området ligger i Kerteminde Kommune og inden for vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Området ligger desuden i Havstrategidirektivets marinbaltiske region.

Tabel 4-7 Udpegningsgrundlag for Natura 2000-område nr. 109 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø. *: prioriteret art eller naturtype, for hvilken den danske stat har en særlig beskyttelsesforpligtigelse (Miljøstyrelsen, 2021g).

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 93		
Naturtyper	Sandbanke (1110)	Lagune* (1150)
	Bugt (1160)	Rev (1170)
	Strandvold med enårige planter (1210)	Strandvold med flerårige planter (1220)
	Kystklint/klippe (1230)	Strandeng (1330)
	Kransnålalge-sø (3140)	Næringsrig sø (3150)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)	Avneknippemose* (7210)
	Rigkær (7230)	Bøg på muld (9130)
	Ege-blandskov (9160)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter	Skæv vindelsnegl (1014)	Marsvin (1351)
Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 77		
Fugle	Havterne (Y)	

4.2.6 Natura 2000-område Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand

Natura 2000-område nr. 107 består af habitatområde H91 Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand, der er udpeget af hensyn til to dyrearter, fem marine naturtyper og 14 terrestriske naturtyper (Tabel 4-8). Natura 2000-området har et samlet areal på 2.196 ha, hvoraf de 1.962 ha er hav.

Området ligger på den nordlige del af halvøen Hindsholm og består af de kystnære dele af farvandet omkring Fyns Hoved, stenrevsområdet Lillegrund samt de 2 beskyttede lavvandede kystlaguner Lillestrand og Fællesstrand med mange øer og halvøer.

Natura 2000-området er specielt udpeget for at beskytte de store og artsrige kalkoverdrev samt store forekomster af kystlaguner og strandsøer, der udgør mere end 5 % af naturtypen inden for den kontinentale biogeografiske region. Området indeholder desuden større strandenge og har forekomst af mindre arealer med kransnålalgesø, som alle har god til høj naturmæssig værdi.

Havområdet omkring Fyns Hoved er stærkt eksponeret for vindpåvirkning, og kysterosionen er betydelig. Der er store forekomster af sten på lavt vand langs Fyns Hoveds kyster. På sandbunden ses bevoksninger af ålegræs

i 4-6 m dybde, men dækningsgraden er lav på grund af områdets eksponerede karakter. Marsvin er udbredt i farvandet omkring Fyn med særlig stor hyppighed bl.a. omkring Fyns Hoved.

Området ligger i Kerteminde Kommune og inden for vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Området ligger desuden i Havstrategidirektivets marin-baltiske region.

Tabel 4-8 Udpegningsgrundlag for Natura 2000-område nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund og Lille-strand. *: Prioriteret art eller naturtype, for hvilken den danske stat har en særlig beskyttelsesforpligtigelse (Miljøstyrelsen, 2021h).

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 91		
Naturtyper	Sandbanke (1110)	Vadeflade (1140)
	Lagune* (1150)	Bugt (1160)
	Rev (1170)	Strandvold med enårig planter (1210)
	Strandvold med flerårige planter (1220)	Kystklint/klippe (1230)
	Enårig strandengsvegetation (1310)	Strandeng (1330)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Tør hede (4030)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)	Kildevæld* (7220)
	Rigkær (7230)	
Arter	Stor vandsalamander (1166)	Marsvin (1351)

4.2.7 Natura 2000-område nr. 196 Ryggen

Ryggen er et mindre Natura 2000-område, der ligger cirka fem km øst for Hindsholm på Fyn. Ryggen har et areal på 439 ha, og består af Habitatområde nr. H172.

Natura 2000-området er specielt udpeget for at beskytte de store og artsrige rev (Tabel 4-9). Området indeholder desuden havnaturtypen sandbanke. Natura 2000-området ligger i Storebælt ca. 5 km øst for Hindsholm på Fyn og har vanddybder på mellem 5 og 25 m.

Natura 2000-området ligger uden for de kommunale grænser, men indenfor vandområdedistrikt Jylland og Fyn med hensyn til målfastsættelse og indsatsplanlægning for den kemiske tilstand. Området ligger desuden inden for Havstrategidirektivets marin-baltiske region.

Tabel 4-9 Udpegningsgrundlag for Natura-2000-område nr. 196 Ryggen (Miljøstyrelsen, 2021i).

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 196		
Naturtyper	Sandbanke (1110)	Rev (1170)

4.3 Projektets potentielle påvirkninger af Natura 2000-områder

I det følgende redegøres der for de potentielle påvirkninger af Natura 2000-områderne som følge af projektet. Redegørelsen er opdelt efter om påvirkningerne sker som følge af projektet på havet eller på land. På baggrund af gennemgangen afgrænses det, hvornår en væsentlig påvirkning af Natura 2000-områdets udpegningsgrundlag ikke kan udelukkes. En afgørende faktor i afgrænsningen er projektets påvirkningszone og om denne er større eller mindre end afstanden mellem Natura 2000-områder og projektet. Afstanden fra projektet er her defineret som henholdsvis projektområdet (og ilandføringskorridoren) på havet og undersøgelseskorridoren på land.

4.3.1 Påvirkninger fra projektet på havet

Nedenfor er der redegjort for de mulige påvirkninger fra projektet på havet af udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder. Det fremgår om påvirkningen sker i projektets anlægsfase, driftsfase eller dekommissioneringsfase.

Arealinddragelse i Natura 2000-områder

Hverken projektområdet eller ilandføringskorridoren på havet ligger inde i Natura 2000-områder. Mindste afstand fra projektområdet og ilandføringskorridoren til et Natura 2000-område er 3,6 km i fugleflugtslinje (over land) og 6,3 km gennem hav. Der vil derfor ikke, i nogen af projektets faser, kunne ske et arealmæssigt tab af naturtyper eller levesteder for arter inde i Natura 2000-områder.

Tab af fødesøgningshabitat

Projektet vil i anlægsfasen medføre tab af bundflora og -fauna i de områder indenfor projektområdet og ilandføringskorridoren, hvor søkabler graves ned og monopæle og erosionsbeskyttelse etableres. For kabelanlægget er tabet midlertidigt, da bundsamfund kan genindvandre når anlægsarbejdet er afsluttet, men for monopæle og erosionsbeskyttelse er tabet vedvarende gennem driftsfasen. For erosionsbeskyttelsen kan nye habitater etablere sig oven på.

Der nedpløjes i alt ca. 50 km kabler hvoraf ilandføringskabler udgør ca. 21 km (6,8 km x 3) og kabler mellem møllerne ca. 29 km. Hver meter kabel medfører pløjning eller gravning af ca. 1 m² havbund. Det betyder at i alt ca. 50.000 m² havbund påvirkes direkte af gravearbejder ved nedlægning af kabler. For havmøllerne er det, afhængigt af valg af enten det foretrukne projekt, alternativ 1 eller alternativ 2, mellem 11.200 m² og 26.400 m² der påvirkes af monopæl og erosionsbeskyttelse. Det betyder at ca. 76.400 m² havbund med tilknyttede bundsamfund af flora og fauna påvirkes i anlægsfasen.

Som nævnt ovenfor, vil den fysiske påvirkning ikke ske i Natura 2000-områder, men mindst 3,6 km (i fugleflugtslinje) eller 6,3 km (gennem hav) fra det nærmeste Natura 2000-område. Hvis den fysiske påvirkning medfører tab af fødesøgningshabitater som anvendes af fugle, havpattedyr eller fisk på udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder, kan det have betydning.

Sedimentspild

Sedimentspredning og opslæmmed sediment i vandfasen kan potentielt påvirke de marine naturtyper og disses plante- og dyresamfund. Sedimentspredning er beskrevet i afsnit 8.2 Bundtopografi og sediment og er baseret på baggrundsrapporten Hydrography and sediment spill (Orbicon & Royal Haskoning, 2017).

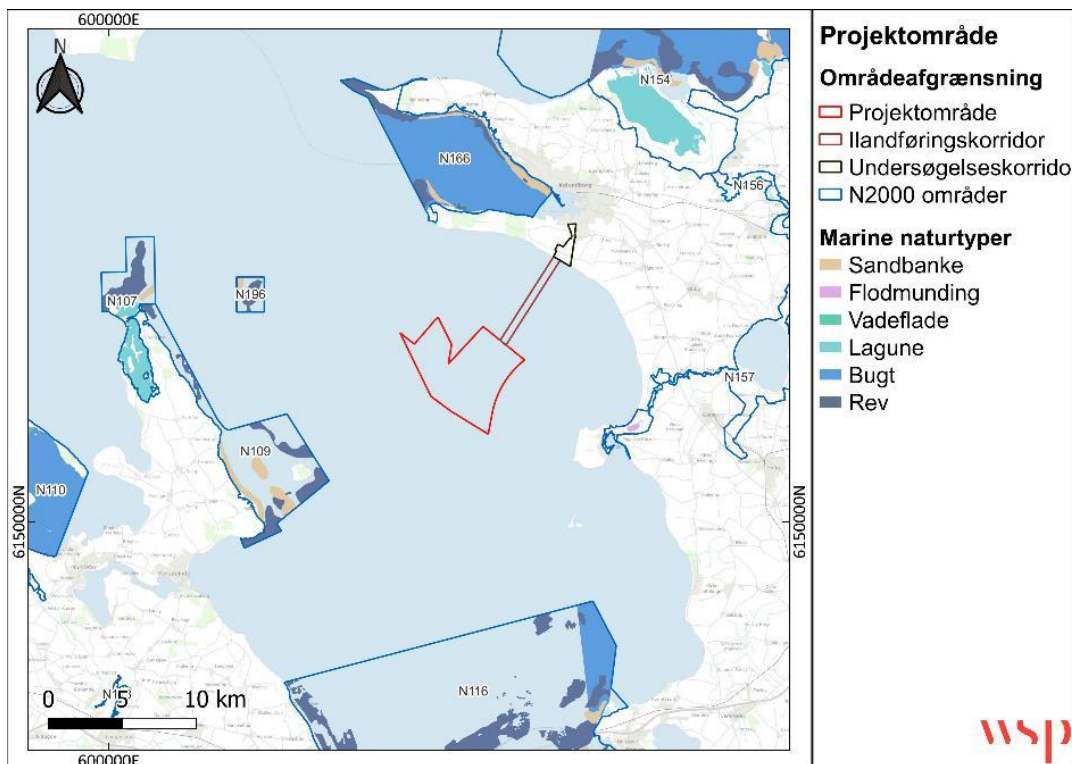
Modelleringen af sedimentspredning viste, at den maksimale sedimentation, som følge af etablering af interne kabler mellem møllerne, forventelig vil være 20 mm lige ved siden af kabeltracéet, som vil aftage med afstand til kablet og falde til baseline niveau i ca. 250 m afstand fra kablet. Sedimentationen ved etablering af 3 ilandføringskabler er i værste tilfælde modelleret til 27 mm i et 40 m bredt bælte.

Spildmaterialet kan bestå af mange forskellige sedimenttyper, men vurderes overvejende at bestå af ler, silt og fint sand. De omløjninger af sediment, der kan forekomme i tilknytning til nedlægning af kabler, vil udjævnnes af især bølgepåvirkning af havbunden ved kraftig og langvarig blæst fra vestlige retninger, men også af bioturbation. Generelt forventes påvirkningen af havbunden (bundtopografi og sediment) i relation til sedimentspild at være lav, fordi påvirkningen er midlertidig og lokal og består af omfordeling af eksisterende substrat.

Den forventede største ændring i sedimentationen under etablering af kabler er som anført ovenfor beregnet til at være på op til 27 mm i et 40 meter bredt bælte langs kablerne. Sedimentationen er beregnet til at nå baggrundsniveauet i en afstand af 250 meter fra kablet.

Kortlagte marine naturtyper i de omkringliggende marine Natura 2000-områder kan ses på Figur 4-2. Mindste afstanden til et marint Natura 2000-område (gennem hav, som er det relevante i denne kontekst) er 6,3 km. Det betyder at det helt kan afvises, at sedimentspild kan påvirke habitatnaturtyper og levesteder for arter inde i Natura 2000-områder.

Mobile artsgrupper som fugle, havpattedyr og fisk, som er på udpegningsgrundlaget i Natura 2000-områder, kan potentielt søge føde i de områder, som påvirkes af sedimentspild i anlægsfasen. Derfor behandles påvirkningen af disse artsgrupper som følge af sedimentspild i konsekvensvurderingen.



Figur 4-2 Kortlagte marine naturtyper omkring projektområdet for det kystnære havmølleprojekt jf. Natura 2000-basisanalyserne 2022-2027 (Miljøstyrelsen, 2022a).

Undervandsstøj og forstyrrelse fra anlægsaktiviteter

Støj fra nedramning af monopæle i anlægsfasen og støj og forstyrrelse fra skibe i både anlægsfase, driftsfase og dekommissioneringsfase kan potentielt forstyrre fugle og fisk, og for havpattedyr kan det både forstyrre og medføre høreskader.

For marsvin er det beregnet (se afsnit 8.10 om marine pattedyr) at adfærsændringer kan ske i en afstand af op til 4 km fra stedet hvor der nedrammes monopæle. Dette er den største støjpåvirkning, og den mest sårbare art i forhold til undervandsstøj. Derfor vurderes det på baggrund af mindsteafstanden på 6,3 km over hav til nærmeste Natura 2000-område at kunne udelukkes, at der sker væsentlige påvirkninger af levesteder inde i Natura 2000-områder som følge af undervandsstøj.

For luftbåren støj er mindste afstanden fra projektområdet hvor der sker nedramning af monopæle til nærmeste Natura 2000-område mere end 3,6 km over land, og 6,3 km over hav (hvor støjudbredelsen kan foregå mere uhindret end over land). Det vurderes at væsentlige påvirkninger af fugle og sæler inde i Natura 2000-områder, som følge af forstyrrelse og luftbåren støj, kan udelukkes på grund af afstanden.

Mobile artsgrupper som fugle, havpattedyr og fisk, som er på udpegningsgrundlaget i Natura 2000-områder, kan potentielt anvende de områder, som påvirkes af undervandsstøj, luftbåren støj og forstyrrelse. Derfor behandles påvirkningen af disse artsgrupper i konsekvensvurderingen.

Fortrængning under havmølleparkens drift

Tilstedeværelsen af havvindmøller i drift kan betyde at havfugle, der raster og søger føde på havet, vil søge væk fra møllerne (fortrængning). Fortrængningseffekter opstår, når rastende vandfugle helt eller delvist undlader at opholde sig inden for en havmølleparks areal og i en zone på op til fire kilometer omkring denne (se afsnit 8.8 om fugle). Fortrængningen i driftsfasen vil dels skyldes tilstedeværelsen af møllerne, dels den tilknyttede trafik med servicefartøjer.

Nærmeste Natura 2000-område ligger 6,3 km væk (over havet som vurderes at være den relevante afstand i forhold til fortrængning af rastefugle). Det kan derfor udelukkes, at der sker fortrængning af fugle som befinder sig inde i Natura 2000-områder.

Fugle på udpegningsgrundlag for Natura 2000-områder kan raste uden for Natura 2000-områder. Her kan de blive forhindret i at udnytte raste- og fourageringsområder, der ellers potentielt er attraktive. Konsekvensvurderingen omfatter derfor fugle, da individer fra Natura 2000-områder potentielt kan opholde sig i eller nær projektområdet.

Kollisionsrisiko

Kollisioner med møller i driftsfasen kan potentielt skade eller dræbe fugle og flagermus, som trækker over det nordlige Storebælt eller laver kortere flyvninger i forbindelse med fødesøgning eller rast. Der er ikke kollisionsrisiko inde i Natura 2000-områder, da møllerne vil stå mindst 3,6 km (i fugleflugtslinje) fra nærmeste Natura 2000-område. Både fugle og flagermus er meget mobile og individer fra Natura 2000-områder kan derfor potentielt passere igennem projektområdet. Konsekvensvurderingen omfatter derfor betydningen af kollisioner for fugle og flagermus.

Barriereeffekt

Havvindmølleparkens tilstedeværelse i driftsfasen kan potentielt udgøre en barriere for trækfugle, som fuglene derfor skal bruge energi på at flyve udenom. Størrelsen af påvirkningen afhænger af fuglearten og dens adfærd omkring møllerne. Barriereeffekten vil ikke påvirke fysisk ind i Natura 2000-områder, da møllerne vil stå mindst 3,6 km (i fugleflugtslinje) fra nærmeste Natura 2000-område. Barriereeffekten er svær at afgrænse til konkrete Natura 2000-områder, og påvirkningen vurderes derfor for trækkende fugle generelt.

Udstrømning af boremudder

Der er to alternative metoder for søkablets ilandføring. Alternativ A er styret underboring og Alternativ B er etablering ved opgravning.

Hvis ilandføring gennemføres som en styret underboring, vil boremudder strømme ud i havet ved underboringens endepunkt på havbunden (evt. også tættere på land, hvis der sker et blow-out, som er en utilsigtet udstrømning af boremudder i forbindelse med underboringen). Boremudderet består af vand, bentonit og additiver samt det udborede materiale. Bentonit er en lys og blød lerbjergart med meget lille partikelstørrelse. Partiklerne er så små, at de kan sætte sig i fiskenes gæller og hindre iltoptagelsen, særligt fiskeyngle er sårbare (se afsnit 8.7 om fisk). De kan derved forårsage reduceret fitness med lavere vækstrater og større sårbarhed overfor prædatorer eller ligefrem kvælning.

Udstrømningen af boremudder (eller nedgravning af kabelanlægget som i Alternativ B) medfører ikke en forøgelse af sedimentspredning i forhold til det som er modelleret (se afsnit 8.2 Bundtopografi og sediment). Det er vurderet at sedimentspredning har nået baggrundsniveauet i en afstand af 250 meter fra kabelanlægget. Da nærmeste Natura 2000-område ligger mindst 6,3 km fra projektområde og ilandføringskorridor (målt gennem havet som vurderes at være den relevante afstand), kan en påvirkning af fisk inde i Natura 2000-områder afvises. Bentonit i boremudder kan i princippet påvirke fisk på udpegningsgrundlaget i Natura 2000-områder, hvis de opholder sig i området hvor udstrømningen af boremudder sker. Derfor behandles udstrømningen af boremudder i det marine miljø i forhold til fisk i vurderingen.

Sammenfatning – potentielle påvirkninger på havet

De potentielle påvirkninger af Natura 2000-områder som følge af projektet på havet er sammenfattet i Tabel 4-10, hvori det er angivet hvilke arter og naturtyper, der potentielt kan påvirkes, og som derfor behandles i konsekvensvurderingen.

Det konkluderes at der udelukkende kan ske påvirkninger af mobile arter når de bevæger sig udenfor Natura 2000-områder. Det skyldes at en påvirkning inde i Natura 2000-områder på baggrund af ovenstående gennemgang vurderes at kunne udelukkes, på baggrund af afstand mellem projekt og Natura 2000-områder (mindst 6,3 km gennem vand og 3,6 km i fugleflugtslinje) og projektets påvirkningszoner (for undervandsstøj 4 km, for sedimentspredning 250 meter og for fortrængning af rastefugle 4 km).

Tabel 4-10. Oversigt over projektets mulige påvirkninger af udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder på havet samt vurdering af, om påvirkningen skal medtages i konsekvensvurderingen.

Påvirkning	Receptor	Direkte påvirkning	Afledt påvirkning
Arealinddragelse i Natura 2000-områder (anlæg og drift)	Habitatnatur og levesteder	Nej	Nej
Tab af fødesøgningshabitat (anlæg og drift)	Fugle, havpattedyr, fisk	Nej	Ja
Sedimentspild (anlæg)	Habitatnatur	Nej	Nej
Sedimentspild (anlæg)	Fugle, havpattedyr, fisk	Nej	Ja
Støj og forstyrrelse (anlæg og drift)	Fugle, havpattedyr, fisk	Nej	Ja
Fortrængning(drift)	Fugle	Nej	Ja
Kollisionsrisiko (drift)	Fugle og flagermus	Nej	Ja
Barriereeffekt (drift)	Fugle	Nej	Ja
Udstrømning af boremudder (anlæg)	Fisk	Nej	Ja

4.3.2 Påvirkninger fra projektet på land

Nedenfor er der redegjort for de mulige påvirkninger af udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder som følge af projektets anlægsfase, driftsfase og dekommissioneringsfase på land.

Tab eller forringelse af habitatnatur

Anlægsarbejde i forbindelse med etablering af transformerstation og nedgravning af kabler kan potentielt medføre tab eller forringelse af habitatnatur. Enten kun midlertidigt i forbindelse anlægsfasen, eller også gennem driftsfasen. Tabet kan ske direkte ved gravearbejder eller afledt som følge af midlertidige grundvandssænkninger i anlægsfasen eller spild af f.eks. olie eller brændstof, som ledes til habitatnatur med f.eks. vandløb.

Bortpumpning af vand fra arbejdsområder er beregnet til maksimalt at kunne påvirke i en afstand af 77 meter (se afsnit 9.5 Grundvand). Der er ikke risiko for spild af olie eller brændstof til vandløb, da der ikke er nogen vandløb inden for undersøgelseskorridoren. Med en mindste afstand på 2,5 km fra grænsen af undersøgelseskorridoren på land til nærmeste Natura 2000-område, vil tab eller forringelse af habitatnatur ikke kunne forekomme i nogen af projektets faser.

Forstyrrelse fra anlægsarbejde

Lys og støjpåvirkninger fra anlægsarbejde samt personers færdsel i terrænet kan potentielt forstyrre fugle og flagermus. Forstyrrelsen er lokal, men kan være væsentlig, hvis det forhindrer dyrene i at benytte deres yngle- og rasteadler. Med en afstand på mindst 2,5 km fra undersøgelseskorridoren på land til nærmeste habitatområde og mere end 10 km til nærmeste fuglebeskyttelsesområde, kan påvirkninger dog udelukkes. Hvad angår fuglene, overstiger afstanden markant de anbefalede forstyrrelsesfri zoner i kriterier for gunstig bevaringsstatus for ynglende fugle i f.eks. (Søgaard, et al., 2005). Derfor vurderes arter på udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder, ikke at kunne blive forstyrret som følge af anlægsarbejdet på land.

I driftsfasen, når kabelgraven er tildækket og transformationen er i drift, vil der være støj fra komponenterne på transformerstationen. Transformerstationen ligger i et erhvervsområde og mere end 2,5 km fra nærmeste Natura 2000-område. Støjen vurderes derfor ikke at kunne påvirke naturværdier eller arter på udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder. Undersøgelseskorridoren på land rummer ikke levesteder, der sandsynliggør, at arter fra de omkringliggende Natura 2000-områder aktivt skulle opsøge landarealerne for f.eks. at raste eller fouragerer her. Det skyldes, at området primært består af dyrkede marker, med et smalt bånd af § 3 natur langs kysten, som har ringe naturværdi, samt tre vandhuller. I driftsfasen vurderes kablet ikke at kunne påvirke omgivelserne. Bl.a. nedlægges der ikke sand omkring kablet i jorden, hvor vand evt. kunne bevæge sig nemmere end i den omgivende lerjord. I stedet er det den samme jord, som opgraves, der lægges tilbage igen.

Blowout af boremudder ved styret underboring

Der udføres 6 styrede underboringer på land (7 hvis alternativ A med underboring af kysten vælges), hvor der er risiko for en utilsigtet lækage af det anvendte boremudder til omgivelserne. Der er ikke Natura 2000-områder i undersøgelseskorridoren, og da der ikke underbores nogen vandløb, herunder vandløb som leder til Natura 2000-områder, og da det nærmeste Natura 2000-område ligger mindst 2,5 km væk, vurderes en påvirkning som følge af dette at kunne udelukkes. Udstrømning af boremudder i havet fra underboring af kysten, behandles under de marine afsnit.

Sammenfatning af potentielle påvirkninger på land

De potentielle påvirkninger af Natura 2000-områder på land er sammenfattet i Tabel 4-11, og det er angivet, hvilke receptorer, der potentielt kan påvirkes. Det fremgår heraf, at påvirkning af Natura 2000-områder som følge af projektet på land, kan afvises.

Påvirkning af Natura 2000-områder som følge af projektet på land behandles derfor ikke i konsekvensvurderingen.

Tablet 4-11. Oversigt over mulige påvirkninger af Natura 2000-områder fra projektets landdel samt vurdering af, om påvirkningen skal medtages i konsekvensvurderingen.

Påvirkning	Receptor	Direkte påvirkning	Afledt påvirkning
Tab eller forringelse af habitatnatur	Habitatnatur og -arter	Nej	Nej
Forstyrrelse fra anlægsarbejder	Habitatarter, fugle	Nej	Nej
Blowout af boremudder	Habitatnatur og -arter	Nej	Nej

4.4 Natura 2000-konsekvensvurdering

I dette afsnit vurderes konsekvenserne af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark for udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder. Det gælder for både anlægsfasen, driftsfasen og dekommissioneringsfasen. Der tages udgangspunkt i de påvirkninger, der er beskrevet i andre kapitler i miljøkonsekvensrapporten, som der henvises til hvor det er relevant.

Som det fremgår i ovenstående afsnit 0, kan påvirkninger ind i Natura 2000-områder afvises, og det er derfor udelukkende påvirkninger af mobile arter, som bevæger sig uden for Natura 2000-områdernes grænser, der er beskrevet.

For fugle er de relevante påvirkninger:

- Tab af fødesøgningshabitat i alle faser
- Sedimentspild i anlægsfase og dekommissioneringsfase
- Forstyrrelse i alle faser
- Funktionelt tab af levested i driftsfasen som følge af fortrængning
- Kollisionsrisiko i driftsfasen
- Barriereeffekt i driftsfasen

For havpattedyr er de relevante påvirkninger:

- Tab af fødesøgningshabitat i alle faser
- Sedimentspild i anlægsfase og dekommissioneringsfase
- Støj og forstyrrelse i alle faser

For flagermus er de relevante påvirkninger:

- Kollisionsrisiko i driftsfasen

For fisk er de relevante påvirkninger:

- Tab af fødesøgningshabitat i alle faser
- Sedimentspild i anlægsfase og dekommissioneringsfase
- Undervandsstøj og forstyrrelse i alle faser
- Udstrømning af boremudder i anlægsfasen

4.4.1 Datagrundlag

Datagrundlaget for at vurdere Jammerland Bugt Kystnær Havmølleparks påvirkning af Natura 2000-interesserne er primært feltundersøgelser, der omfatter registreringer af havbunden med dens marine flora og fauna, fugle, havpattedyr og flagermus i 2014-2015 og 2020-2022. Herudover undersøgelser og beregninger for projektet af sedimentspredning ved etablering af søkablet og støjudbredelse under nedramning af monopæle i forbindelse med anlægsarbejderne samt fra vindmøllerne i driftsfasen.

Herudover er der anvendt data fra myndighedernes kortlægninger og offentligt tilgængeligt data for udbredelsen af arter og viden om, hvordan de påvirkes af omgivelserne.

Metode og resultater for de konkrete feltundersøgelser og beregninger er beskrevet i de respektive fagafsnit i denne miljøkonsekvensrapports kapitel 8 Miljø på havet, hvori der også refereres til de tekniske baggrundsrapporter, som beskriver metoder m.m. for de enkelte undersøgelser. De relevante kapitler er:

- 8.2 Bundtopografi og sediment, hvor sedimentspredning fra anlægsarbejdet er beskrevet.
- 8.6 Marin flora og fauna
- 8.8 Fugle
- 8.9 Flagermus
- 8.10 Marine pattedyr

Herudover henvises til kapitel 4 Projektbeskrivelse, for en detaljeret beskrivelse af projektet på havet.

4.4.2 Fugle

4.4.2.1 Anlægsfasen

De mulige påvirkninger af fugle i anlægsfasen er forstyrrelser og mulig fortrængning af rastende fugle som følge af anlægsarbejderne samt en midlertidig påvirkning af nogle arters fourageringsmuligheder og fødegrundlag pga. direkte påvirkning eller sedimentspredning fra projektområdet.

I miljøvurderingsafsnittet om marin flora og fauna (8.6) er det beskrevet, at forekomster af muslingebanker i projektområdet og ilandføringskorridoren er så små og fragmenterede, at de ikke udgør vigtige fødegrundlag for dykænder. I miljøvurderingsafsnittet om sediment (8.2) og i afsnit 4.3.1 er det beskrevet, at sedimentspredningen er meget begrænset og ikke kan påvirke fødesøgningsmulighederne i Natura 2000-områderne. I miljøvurderingsafsnittet om fugle (8.8) er beskrevet at afstanden til de omkringliggende og fjernere beliggende fuglebeskyttelsesområder er så stor, at fugle i disse områder ikke kan påvirkes.

De mulige påvirkninger gælder alene arter, der raster eller fouragerer på havet, og som har kendte forekomster og/eller potentielle levesteder i og omkring projektområdet.

Trækfugle på de beskrevne områders udpegningsgrundlag, herunder pibesvane, sangsvane, grågås, sædgås, blisgås, krikand, stor skallesluger, klyde og fiskeørn vil ikke kunne blive påvirket, da de primært raster og fouragerer på landarealer eller i søer og vådområder på land langt fra projektområdet. Der er heller ikke kendte

eller potentielle levesteder for disse arter i eller nær projektområdet, og ingen af dem er registreret i nævneværdige antal på flytællingerne.

Flytællingerne af rastende fugle i 2014-2015 og 2020-2022 og præsenteret i afsnit 8.8 Fugle dokumenterer, at området benyttes af lappedykkere, lommer, havdykænder og alkefugle, og at der desuden er registreret enkelte ternere.

Der er gennemført 27 flyoptællinger af rastende fugle indenfor et optællingsområde i det nordlige Storebælt, som omfatter Jammerland Bugt og dermed projektområdet. Flytællingerne viser, at optællingsområdet nogle måneder rummer internationalt betydende forekomster af ederfugl og sortand, dvs. mindst 1 % af den biogeografiske bestand af de to arter. Desuden har antallet af lappedykkere, under den konservative antagelse af, at alle observerede lappedykkere, er gråstrubet lappedykker, været tæt på 1 % kriteriet på en enkelt tælling i marts 2015, men ikke på de øvrige 26 tællinger. For ingen af de øvrige registrerede arter er der tale om internationalt betydende antal. Jammerland Bugt, hvor projektområdet ligger, er en del af optællingsområdet (som også omfatter det nordlige Storebælt), men Jammerland Bugt i sig selv er ikke identificeret som et område af international betydning for sortand eller andre arter af rastende vandfugle (Petersen, Nielsen, & Clausen, 2016).

Hvad angår trækfugle på udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områder inden for 20 km fra projektområdet, er der observeret 13 sangsvaner på én tælling, 2-184 grågæs på 11 tællinger og 1-4 individer af stor skallesluger på fem tællinger. Blandt ynglefugle, der er på udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områder på land, er der under flytællingerne gjort tre observationer af 1-3 splitterner og to observationer af 1-2 uidentificerede ternere.

Bortset fra ederfugl og sortand er der dermed ikke under de 27 gennemførte flytællinger i optællingsområdet i det nordlige Storebælt gjort observationer, der tyder på, at optællingsområdet kan være af betydning for fuglearter på udpegningsgrundlaget i fuglebeskyttelsesområder.

Forstyrrelser

Anlægsarbejder på havet kan i en periode forhindre havfugle i at udnytte ellers egnede levesteder på grund af anlægsfartøjernes tilstedeværelse eller anden forstyrrende påvirkning. (Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011) undersøgte havdykænders reaktion på skibe, der nærmede sig med en hastighed på 9-10 knob og fandt en median flugtafstand for ederfugl på ca. 200 m, mens enkelte fugle reagerede på en afstand op til ca. 1 km. For sortand var den mediane flugtafstand ca. 800 m, men fugle sås også lette på en afstand af op til 3,2 km.

Flugtafstanden var således relativt variabel og afhang bl.a. af flokstørrelsen, idet store flokke lettede på større afstand end små flokke. (Scheidat, et al., 2011; Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011) fandt også betydelige artsforskelle i den tid, det tog, før fuglene vendte tilbage til området. For ederfugle var tæthederne fra før forstyrrelsen fuldt genetableret efter 1-2 timer.

På den baggrund vurderes det sandsynligt, at lokalt rastende havdykænder i en periode må opsøge alternative rasteområder som følge af sejlads. Set i lyset af, at der findes udstrakte alternative rasteområder i farvandene omkring projektområdet, da påvirkningen er midlertidig og lokal, og da der ikke sejles i hele projektområdet på en gang, vil den faktiske betydning for havdykænder på udpegningsgrundlaget i fuglebeskyttelsesområder (det

nærmeste marine er F77 som er en del af N109 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø) som ligger mindst ni kilometer væk være yderst begrænset og ikke have karakter af skade.

Med de beskrevne flugtafstande på op til 3,2 km kan påvirkninger af fugle inde i fuglebeskyttelsesområder, som ligger mindst ca. ni km væk, som følge af anlægsarbejder afvises.

Tab af fødesøgningshabitat, ændringer i fødegrundlag og sedimentspild

I anlægsfasen vil der gradvist ske en inddragelse af havbund til møllefundamenter og erosionsbeskyttelse (op til ca. 26.000 m², mindre ved valg af det foretrukne projekt eller alternativ 1, se afsnit 4 projektbeskrivelse). Der vil desuden ske en midlertidig påvirkning af havbunden på grund af tilstedeværelsen af jack-up fartøjer og ankre, samt som følge af nedpløjning/gravning af ca. 50 km søkabler (påvirker ca. 50.000 m² da kabelgraven er 1 m bred).

Det direkte påvirkede areal vurderes som ubetydeligt, da der er tale om mindre end 0,1 km², hvilket svarer til mindre end 0,1 % af projektområdet.

På den baggrund vurderes påvirkningen af rastende og fouragerende fugle som følge af levestedsændringer og deraf følgende ændringer i fødegrundlag i anlægsfasen ikke at udgøre en skade på fugle på udpegningsgrundlaget i fuglebeskyttelsesområder. Denne vurdering gælder for alle tre alternativer. Påvirkningen vil være marginalt mindre i det foretrukne projekt og alternativ 1, da fodaftryk for fundamenter og erosionsbeskyttelse i disse alternativer er lidt mindre end for alternativ 2.

Anlægsarbejderne kan i en periode medføre forøgede koncentrationer af opslæmmed sediment i vandet, hvilket kan forringe fourageringsbetingelserne for en række arter.

Fiskeædende fugle som lommer og alkefugle, der lokaliserer byttet ved hjælp af synet, kan potentielt påvirkes. Men da både lommer og alkefugle er almindelige i tidevandsområder med forholdsvis høj turbiditet, vurderes anlægsaktiviteternes midlertidige påvirkning af fuglenes fiskeri at være af mindre betydning for disse arter.

Forøgelsen vil desuden være meget lokal (inden for 250 meter fra aktiviteten), og den aftager hurtigt efter arbejdets afslutning. Den efterfølgende sedimentation vurderes ikke at være af en størrelsesorden (op til maksimalt 27 mm lige ved siden af ilandføringskabler), der kan påvirke fødegrundlaget for fugle, der lever af bentiske organismer, og den vil være så lokal, at den er uden betydning for fuglebeskyttelsesområder (det nærmeste ligger ca. ni km væk).

Da afstanden fra projektområdet til fuglebeskyttelsesområder med alkefugle eller lommer på udpegningsgrundlaget er mindst 100 km, og da hverken lommer eller alkefugle opholder sig i projektområdet i betydeligt antal, kan skade på Natura 2000-områder med disse artsgrupper på udpegningsgrundlaget afvises.

Ophvirvling af materiale og øget sediment kan i en periode påvirke fourageringsmulighederne for fouragerende havdykænder i projektområdet, og netop disse arter (ederfugl og sortand) kan forekomme i betydeligt antal i optællingsområdet. Den efterfølgende sedimentation vurderes dog ikke at være af en størrelsesorden, der kan påvirke fødegrundlaget for fugle, der lever af bentiske organismer, og den vil være så lokal omkring søkabel og møllefundamenter, at den er uden betydning for fuglebeskyttelsesområder, der ligger mindst ni km væk. Dertil

kommer, at projektområdet kun rummer beskedne føderessourcer i form af små og fragmenterede muslingebanker på lav vanddybde (se afsnit 8.6 Marin flora og fauna og 8.8 Fugle).

Da der er mindst ni km til et fuglebeskyttelsesområde med havdykænder på udpegningsgrundlaget, kan påvirkninger i disse områder ikke forekomme.

Opslæmmed sediment i forbindelse med anlægsarbejderne kan potentielt påvirke fourageringsmulighederne for terner fra ynglelokaliteter på land som følge af nedsat sigtddybde i vandsøjlen. Havterne, fjordterne og dværgterne fouragerer primært kystnært og vil derfor især kunne påvirkes af nedlægning af kablet i ilandføringskorridoren, mens splitterne også søger føde længere til havs, og derfor også kan søge føde i projektområdet.

Flytællingerne i 2014-2015 og 2020-2022 har vist, at kun ganske få terner forekommer i optællingsområdet, og da sedimentspredning har en begrænset udbredelse på 250 meter fra kablet og kort varighed, kan betydende påvirkninger af ternernes fourageringsmuligheder afvises.

Sammenfattende vurderes, det at påvirkningen af rastende og fouragerende fugle i anlægsfasen som følge af tab af fødesøgningshabitat, ændringer i fødegrundlag og sedimentspild ikke udgør en skade for fugle på udpegningsgrundlaget i fuglebeskyttelsesområder. Denne vurdering gælder for alle tre alternativer.

4.4.2.2 Driftsfasen

I driftsfasen vurderes de påvirkninger der potentielt kan medføre skade på fuglearter på udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder at være en mulig fortrængningseffekt, kollisionsrisiko og barriereeffekter, mens der på baggrund af projektets "påvirkningszone" og afstanden til Natura 2000-områder kan ses bort fra påvirkninger som levestedsændringer og fysisk arealbeslaglæggelse i selve Natura 2000-områderne.

Fortrængning

Antallet af fortrængte fugle som følge af de tre alternativer er beregnet i afsnit 8.8 Fugle på baggrund af arternes tætheder i mølleområdet og artsspecifikke bufferzoner på op til 4 km. Da afstanden til nærmeste fuglebeskyttelsesområde er mindst ni km, kan møllernes tilstedeværelse derfor ikke medføre fortrængning, der rækker ind i omkringliggende fuglebeskyttelsesområder.

De 27 flytællinger af rastende fugle i optællingsområdet, (se afsnit 8.8. Fugle) viser, at ederfugl og sortand er de eneste udpegningsarter (trækfugle) der kan blive påvirket af en fortrængningseffekt som følge af møllernes tilstedeværelse, og som forekommer i betydende antal i optællingsområdet. De øvrige udpegningsarter er mere fåtallige, tilfældigt forekommende og/eller ret snævert tilknyttet landarealer, vådområder eller søer i så stor afstand til projektområdet, at der ikke vil kunne ske påvirkninger af disse arters bevaringsstatus eller skade på de Natura 2000-områder, hvor de indgår i udpegningsgrundlaget.

Gråstrubet lappedykker har en stærkt fluktuerende forekomst i optællingsområdet, med et beregnet antal på op til knap 500 fugle i marts 2015 og 300 fugle i november 2014 men markant færre fugle på de øvrige 25 tællinger og blot 0-2 observerede fugle på de 22 tællinger i 2020-2022.

Det er beregnet, at i det år og den måned (marts 2015), hvor der har været flest lappedykkere til stede i optællingsområdet, ville i værste fald 216 lappedykkere blive fortrængt fra området omkring møllerne. Dette er betydeligt under 1 % kriteriet (500 for lappedykkere). Med en konservativ antagelse vil 1-10 % af de fortrængte fugle dø, dvs. 2-17 lappedykkere om året. Sammenholdes denne dødelighed med PBR, som er et mål for den ekstra dødelighed både den biogeografiske og den lokale bestand vurderes at kunne tåle, er det mindre end 10 % af PBR for den lokale bestand (se tabeller i afsnit 8.8 Fugle. Det vurderes, at en sjældent forekommende påvirkning i denne størrelsesorden ikke udgør en skade på F94, hvor arten er på udpegningsgrundlaget, eller på fjernere beliggende fuglebeskyttelsesområder.

Flytællingerne i 2014-2015 og 2020-2022 viser, at ederfugl har sin hovedudbredelse vest og sydvest for Asnæs, hvorimod sortandens forekomst i højere grad synes at variere mellem sæsonerne og de enkelte tællinger. I 2014-2015 ses for udbredelsen af sortand et overlap med udbredelsen af ederfugl, dvs. med de største forekomster ved Asnæs. I 2020-2022 er forekomster af sortand mere jævnt fordelt i hele optællingsområdet. På enkelte tællinger, herunder marts 2021, er der observeret betydelige forekomster af sortand i projektområdet for havmølleparken. I december 2020, hvor det er beregnet, at knap 25.000 sortænder opholder sig i optællingsområdet, er hovedparten af fuglene observeret udenfor projektområdet, med de største tætheder omkring Asnæs.

Det antal ederfugle og sortænder, der fortrænges som følge af møllernes tilstedeværelse, er beregnet på baggrund af en artsspecifik bufferzone, der for begge arter er 4 km, baseret på (SNCB, 2022). Da bufferzonerne er lagt rundt om hele mølleparken, antages det konservativt, at der ikke er frirum mellem møllerne, hvor der ikke sker fortrængning af fugle.

For ederfugl og sortand, vil en udveksling af fugle fra et fuglebeskyttelsesområde, hvor disse arter er på udpegningsgrundlaget, med projektområdet især kunne ske fra F31 Stavns Fjord og F94 Sejerø Bugt og Nekselø, der begge ligger mere end 15 km fra projektområdet.

Da fortrængning af ederfugl og sortand maksimalt kan ske i en afstand af 4 km, og da afstanden fra projektområdet til nærmeste Natura 2000-område hvor arterne er på udpegningsgrundlaget er 15 km, vil projektet ikke medføre en fortrængning af fuglene inde i fuglebeskyttelsesområder.

Fortrængning som følge af møllernes tilstedeværelse kan derfor kun medføre skade på arter på udpegningsgrundlaget i Natura 2000-områder, hvis fugle fra disse områder opsøger projektområdet for at raste eller fouragere, og at dette sker i et omfang, der har betydning for bestandene i de Natura 2000-områder, hvor arterne er på udpegningsgrundlaget. Dette er mindre sandsynligt, da raste- og fourageringsmulighederne formodes at være bedre i de udpegede fuglebeskyttelsesområder end i de omkringliggende farvande. F.eks. er forekomst af muslingebanker som er tilgængelige som føderessource for havdykænder spredt og fragmenteret i projektområdet (se afsnit 8.6 Marin flora og fauna).

Det er beregnet, at op til 68.000-72.000 ederfugle nogle måneder opholder sig i optællingsområdet i det nordlige Storebælt. Med den anvendte bufferzoner på fire km og den beregnede tæthed af fugle kan dette i værste fald medføre, at i størrelsesordenen 9.300 fugle fortrænges som følge af møllernes tilstedeværelse. Under antagelse af, at 1-10% af fuglene dør som følge af fortrængningen, svarer dette til 4-36 % af den øgede dødelighed, som den lokale bestand kan tåle uden at gå tilbage (PBR). For den samlede biogeografiske bestand kan den øgede dødelighed maksimalt udgøre 6 % af PBR (se afsnit 8.8 Fugle).

For sortand tyder tællingerne og de store årlige variationer i fuglenes antal og fordeling på, at arten er fleksibel med hensyn til, hvor fuglene opholder sig i undersøgelsesområdet, og at der såvel indenfor som udenfor projektområdet er egnede levesteder til rådighed for rastende sortænder. Det er beregnet, at op til 25.000 sortænder opholder sig i optællingsområdet, og at op til 11.000 fugle kan fortrænges som følge af projektet. Under antagelse af, at 1-10% af fuglene dør som følge af fortrængning som følge af møllernes tilstedeværelse, svarer dette til 4-37 % af den øgede dødelighed, som den lokale bestand kan tåle uden at gå tilbage (PBR). For den samlede biogeografiske bestand kan den øgede dødelighed maksimalt udgøre 2 % af PBR, se afsnit 8.8. om fugle (se afsnit 8.8 Fugle).

Det vurderes at en øget dødelighed på 10 % som følge af fortrængning er et meget konservativt estimat for de muslingespisende arter ederfugl og sortand. Det skyldes at forekomst af muslingebanker på dybder som er tilgængelige for dykænderne, er spredte og fragmenterede i projektområdet og ilandføringskorridoren og udgør mindre end 0,5 km², eller 1 % af det samlede areal. For sortand vurderes fuglene at opholde sig kortvarigt i projektområdet i forbindelse med deres træk.

Det vurderes på den baggrund, at den fortrængning af gråstrubet lappedykker, sortand og ederfugl, der sker som følge af havmøllernes tilstedeværelse, ikke har et omfang, der kan karakteriseres som skade på fuglebeskyttelsesområderne F31 Stavns Fjord, F94 Sejerø Bugt og Neksø eller på fjernere beliggende fuglebeskyttelsesområder.

Fouragerende splitterner vurderes ikke at blive fortrængt fra egnede levesteder som følge af møllerne, idet arten ikke eller kun i begrænset omfang undgår områder med møller (Petersen et.al, 2006; Gill, Sales, Pinder, & Salazar, 2008; Furness, Wade,, & Masden, 2013). Afstanden fra de vigtigste ynglekolonier på Sprogø (ca. 22 km) vurderes desuden at være så stor, at splitterner fra kolonien kun i ringe omfang vil udnytte projektområdet til fouragering. Som beskrevet i afsnit 8.8. om fugle er der da også kun observeret yderst få terner under de 27 flytællinger i optællingsområdet.

Kollisionsrisiko

Kollisionsrisikoen er vurderet i afsnit 8.8 om fugle. Vurderingen omfatter beregninger af, hvor mange individer af forskellige arter, der forventes at kolliderer med møllerne per år. For alle arter vurderes antallet af kollisioner at ligge meget lavt, og effekten på bestandene vurderes derfor som ubetydelig.

Møllerne vil blive placeret mere end 15 km fra nærmeste fuglebeskyttelsesområder, hvori ederfugl eller sortand indgår i udpegningsgrundlaget. Det vurderes derfor, at sandsynligheden for, at rastende ederfugle eller andre arter tilknyttet disse områder skulle opsøge mølleområdet og kolliderer med møllerne er så lille, at skade på Natura 2000-områderne som følge af kollisioner kan afvises. I afsnit 8.8 om fugle er det beregnet, at op til 42 ederfugle og 0,24 sortænder årligt i værste fald kan kolliderer med møllerne. For ederfugle er den lokale bestand på 90.000 og den biogeografiske bestand på 560.000-920.000 og for sortand på 35.000 og 687.000-815.000.

Der foreligger ingen estimater af antallet af fouragerende splitterner i optællingsområdet, men resultatet fra de 27 gennemførte flytællinger tyder på, at antallet er meget lavt. Som nævnt ovenfor vurderes områdets betydning for bestanden i Natura 2000-område nr. 116 desuden at være lille, da afstanden til områdets vigtigste ynglekolonier på Sprogø er ca. 22 km, og da det er usandsynligt, at terner aktivt skulle opsøge projektområdet for at fouragere her.

Kollisionsrisikoen for splitterner vurderes desuden som ubetydelig, da tætheden af fugle i området vurderes at være lav (jf. ovenfor), og da kun yderst få af fuglene ($\leq 2\%$) vurderes at flyve i rotorhøjde. I en undersøgelse af fugle fra Hirsholmene fløj kun 15 ud af 1013 registrerede fugle (1,5 %) i en højde på 20 m eller mere (Jacobsen & Petersen, 2008) og (BTO, 2014) angiver på baggrund af data i (Johnston, Cook, Wright, Humphreys, & Burton, 2014), at kun 1,8 % af splitternerne kan antages at flyve i en højde, der indebærer en kollisionsrisiko med en rotor på 20 m eller mere.

Barriereeffekt

Barriereeffekter kan forekomme, når fugle under lokale, regionale eller grænseoverskridende trækbevægelser støder på havmølleparker eller andre forhindringer, som bremser eller hindrer trækket. Fuglene kan da stoppe op, vende om eller undvige forhindringen ved at flyve udenom eller ændre flyvehøjden. Dette kan medføre, at fuglenes træk forlænges, og at energiforbruget øges som følge af afvigelse fra den foretrukne flyverute eller -højde.

Ved betragtning af det foreslåede mølleområdes placering ses, at den kystnære havmøllepark ikke ligger i forlængelse af landskabelige "flaskehalse", hvor fugletrækket typisk koncentrerer. Mølleområdet vil derfor ikke kunne udgøre en barriere for fugles bevægelser mellem Natura 2000-områderne. Det vurderes på denne baggrund, at barrierevirkninger Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark ikke vil kunne påvirke fugletrækket væsentligt.

Som beskrevet i afsnittet om fugle, er barriereeffekten vurderet ud fra en antagelse om, at trækkende fugle forår og efterår undviger den kystnære havmøllepark og vender tilbage til den oprindelige trækroute efter at have passeret den kystnære havmøllepark i en afstand af 1 km. Dette medfører en forlængelse af trækrueten på 1,8 km for landfugle og op til 2,0 km for vandfugle. En forlængelse af denne størrelsesorden to gange årligt vurderes på baggrund af andre undersøgelser som værende ubetydelig i forhold til længden af den totale trækroute for de involverede arter (Masden, et al., 2009; FEBI, 2013).

Barrierevirkningen af Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vurderes at ville medføre en forøgelse af det samlede energiforbrug til trækket på under 1 % for alle berørte arter af landfugle og vandfugle. Dette gælder uanset, om de trækkende fugle undviger den kystnære havmøllepark ved at flyve udenom eller ved at øge trækhøjden. En sådan forøgelse af belastningen vurderes som værende uden betydning for arternes bevaringsstatus i de omkringliggende og fjernere beliggende fuglebeskyttelsesområder.

Denne vurdering gælder uanset valg af projekt alternativ, da barriereeffekten vurderes at være den samme for alle 3 alternativer.

4.4.2.3 Dekommissioneringsfasen

I dekommissioneringsfasen vurderes den væsentligste påvirkning på havet at være en mulig fortrængning af fugle, som det er beskrevet for anlægsfasen. Som beskrevet under anlægsfasen kan skade som følge af forstyrrelser og tilstedeværelsen af anlægsfartøjer dog afvises på grund afstanden til fuglebeskyttelsesområder på mindst 9 km, der langt overstiger de kendte forstyrrelsesafstande (op til 3,2 km) for de pågældende arter.

4.4.3 Havpattedyr

Marsvin indgår i udpegningsgrundlaget for 4 af de 6 Natura 2000-områder der ligger inden for 20 km fra projektområdet og ilandføringskorridoren, mens spættet sæl indgår i 1 ud af de 6 områder og gråsæl i 0 ud af de 6 områder. De fire relevante Natura 2000-områder for havpattedyr er listet herunder. Det er alene N166 som er relevant for spættet sæl, mens alle de fire områder er relevante for marsvin:

- Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord (afstand 6,3). I dette område indgår spættet sæl også i udpegningsgrundlaget.
- Nr. 109 Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø (afstand 9 km).
- Nr. 116 Centrale Storebælt og Vresen (afstand 13 km).
- Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand (afstand 16 km).

På baggrund af afgrænsningen af påvirkninger i afsnit 4.3.1 vurderes de potentielle påvirkninger af marsvin og spættet sæl at være:

- Tab af fødesøgningshabitat i alle faser
- Sedimentspild i anlægsfase og dekommissioneringsfase
- Støj og forstyrrelse i alle faser

Både Bælthavspopulationen af marsvin og bestanden af spættet sæl i indre danske farvande er i 2019 vurderet som værende i gunstig bevaringsstatus (Fredshavn, et al., 2019). På baggrund af de observerede fald i bestanden på 1,5 % om året fra 2012-2022 (se afsnit 8.10), kan det ikke udelukkes at bevaringsstatus vil blive nedjusteret, næste gang bevaringsstatus skal vurderes (forventeligt i 2025, da seneste vurdering er fra 2019). Gråsæls bevaringsstatus blev i 2019 vurderet som ugunstig i Danmark, hvilket primært skyldes den meget lille ynglebestand (Fredshavn, et al., 2019),).

Marsvin

Storebælt udgør den vigtigste korridor for marsvin, der vandrer mellem de nordlige og sydlige danske farvande. Projektområdet er ikke angivet som et højdensitetsområde (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) og området synes at være af mindre betydning for bestanden i perioden 2007-2016 end for perioden 1997-2006. I forbindelse med SCANS-IV i juni/juli 2022, blev der ved flytællinger optalt marsvin i og omkring projektområdet (Sveegaard S., 2022). I forbindelse med flytællinger udført for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark i 2014 og 2015 (Orbicon, 2018a) blev der registreret 76 individer (samlet for 5 flytællinger) inden for hele undersøgelsesområdet (6 marsvin inden for projektområdet for selve havmølleparken, og 70 individer uden for projektområdet). Ved de 22 flytællinger udført i 2020-2022 blev der registreret i alt 39 marsvin, hvor det største antal var i juli og november 2021 (8 marsvin), og det næststørste i marts 2022 (5 marsvin). Af de 8 marsvin der blev observeret i juli 2021, var der kun ét af marsvinene der blev registreret inden for projektområdet (se afsnit 8.10 samt baggrundsrapporten Aerial Survey Report Jammerland (BioConsult SH, 2023)).

Antallet af observerede dyr er ikke stort nok til at lave tæthedsberegninger, og derfor er der anvendt tæthedsberegninger baseret på SCANS og MiniSCANS-undersøgelser for 2016, 2020 og 2022.

Der er ikke påvist særlige yngleområder eller nogen kalve i projektområdet ved Jammerland Bugt, hverken fra feltundersøgelserne i 2014-2015 eller 2020-2022 (Orbicon, 2018a; BioConsult SH, 2023) eller i forbindelse med

de nationale tællinger fra 2020 (Unger, et al., 2021). Der er observeret forholdsvis få marsvin i projektområdet og der er ikke noget som indikerer, at projektområdet er af større betydning for marsvin i forhold til det omkringliggende farvand.

Det tættest beliggende Natura 2000-område 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord (6,3 km væk), har høj betydning for marsvin (kategoriseret som 1 ud af 4, hvor 1 er "*Område med høj tæthed af marsvin i mindst én sæson, et areal >20 km² (størrelsen er arbitrært sat i forhold til marsvins levevis, men svarer til minimumsstørrelsen af de nuværende habitatområder for marsvin), der har væsentlig betydning for den relevante population*" (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).

Spættet sæl

Der er ikke registreret landgangspladser for spættet sæl i nærheden af projektområdet, (Galatius A., 2017; Kyhn, et al., 2021). Spættet sæl ses ofte i havområdet omkring Røsnæs, hvor den er på udpegningsgrundlaget for Natura 2000-område 166 Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord (6,3 km væk). Der findes ikke optællinger af spættet sæl i Natura 2000-området, og der findes ingen oplagte landgangspladser for spættet sæl (Galatius A., 2017; Kyhn, et al., 2021). Den nærmeste kendte lokalitet, der angives at være af betydning for spættet sæl, er området ved Samsø (mere end 20 km fra projektområdet) hvor flere større hvilepladser findes.

Gråsæl

Der er ikke registreret landgangspladser for gråsæl i projektområdet (Galatius A., 2017), ej heller er der registreret gråsæl under NOVANAs overvågning nær området (NOVANA, 2022a). Der blev ikke observeret gråsæler under flytællingerne i 2014-2015 (Orbicon, 2018a) eller i forbindelse med feltundersøgelserne i 2020-2022 (BioConsult SH, 2023). Dette var heller ikke forventet, da området ikke er beskrevet som vigtigt for arten (Galatius A., 2017). På denne baggrund forventes gråsæl kun at forekomme yderst sjældent i området.

4.4.3.1 Anlægsfasen

I anlægsfasen er de mulige påvirkninger af marsvin og spættet sæl (gråsæl vurderes ikke at forekomme, men vurderingen gælder i princippet også den art):

- tab af fødesøgningshabitat på havbunden der hvor der graves kabler ned og etableres monopæle med tilhørende erosionsbeskyttelse.
- sedimentspild som kan påvirke fødesøgning og fødegrundlag,
- støj og forstyrrelse fra nedramning af monopæle og skibstrafik, som kan betyde høretab, adfærdsmæssige påvirkninger og bortskræmning.

Tab af fødesøgningshabitat og sedimentspredning

Tab af potentielt fødesøgningshabitat i anlægsfasen er ca. 76.000 m² som direkte påvirkes ved nedpløjning/gravning af søkabel og etablering af monopæle med erosionsbeskyttelse. Sedimentspredning i anlægsfasen falder til et baggrundsniveau maksimalt 250 meter fra kabelanlægget.

Da projektområdet og ilandføringskorridoren ikke er vurderet at være et væsentligt område for hverken marsvin eller spættet sæl og da mindste afstand til nærmeste Natura 2000-område er 6,3 km, vurderes en

skade på marsvin eller spættet sæl som følge af tab af fødesøgningshabitat eller sedimentspredning at kunne udelukkes. Aktiviteten vurderes at være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

Støj fra nedramning af monopæle

Nedramning af monopæle til havmøllerne vil generere særdeles kraftige lyde, der potentielt kan inducere permanent høretab (PTS) og midlertidig hørenedsættelse (TTS) hos havpattedyr, der opholder sig i umiddelbar nærhed af støjkilden. Desuden kan støjen forårsage adfærdsmæssige ændringer, som kortvarigt kan påvirke havpattedyrenes fødeindtag og kommunikation mellem individer, indtil støjkilden er væk. Adfærdspåvirkningen kan også være i form af ophør af fødesøgning eller hvile (Bas, Christiansen, Öztürk, Öztürk, & McIntosh, 2017).

Kapitel 8.17 Undervandsstøj, opsummerer resultaterne fra den gennemførte støjmodellering som fremgår af baggrundsrapporten (ITAP, 2024). Modellen følger Energistyrelsens retningslinjer fra maj 2022 (Energistyrelsen, 2022a). I afsnit 8.10 Havpattedyr kombineres de modellerede påvirkningsafstande med tæthedsestimater for dyrene, for at vurdere påvirkningen på marsvin og sæler ved gennemførelse af henholdsvis det foretrukne projekt, alternativ 1 eller alternativ 2.

De modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for permanent høretab (PTS), er for marsvin mindre end 100 m, for både det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 (for alle modellerede påvirkningsafstande se kapitel 8.10 om havpattedyr og Tabel 8.120 i afsnit om Undervandsstøj). I forhold til sæler er de modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for PTS, mindre end 100 m for alternativ 1 og alternativ 2, mens den er 180 m for det foretrukne projekt (ITAP, 2024). Grundet den aktivitet med anlægsskibe som der er nær nedramningspunktet samt blød opstart af nedramningen (softstart-procedure), så vurderes det at havpattedyr bevæger sig ud af nærområdet for nedramningen, før støjen er på sit højeste niveau. På den baggrund vurderes det derfor, at ingen marsvin eller sæler udsættes for risiko for permanent høretab (PTS) ved nedramningen af monopæle.

De modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for midlertidig hørenedsættelse (TTS), er for marsvin 160 m fra nedramningsstedet ved gennemførelse af det foretrukne projekt, og mindre end 100 m for både alternativ 1 og alternativ 2. For sæler er de modellerede påvirkningsafstande indenfor hvilke der er risiko for TTS, 450 m fra nedramningsstedet ved gennemførelse af det foretrukne projekt, indenfor 400 m ved gennemførelse af alternativ 1 og indenfor 340 m, ved gennemførelse af alternativ 2 (ITAP, 2024) (kapitel 8.10 om havpattedyr og Tabel 8.120 i afsnit om Undervandsstøj).

Antallet af marsvin, som potentielt udsættes for TTS, er baseret på tæthedsdata fra Storebælt i henholdsvis 2016, 2020, 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Beregninger viser, at antallet af marsvin som potentielt udsættes for TTS, er mindre end ét dyr for både det foretrukne projekt, alternativ 1 og alternativ 2 (Tabel 3-9). Dette svarer til <0,01% af den estimerede bæltshavspopulation i både 2016, 2020 og 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021).

Adfærdspåvirkninger af marsvin kan ske indenfor en afstand af ca. 4 km fra nedramningsstedet ved gennemførelse af det foretrukne projekt og alternativ 1 (jf. en konservativ antagelse for det foretrukne projekt ift. påvirkningsafstand. Se afsnit om Undervandsstøj - Resultater af støjmodelleringen), mens denne afstand reduceres til 3,4 km fra nedramningsstedet for alternativ 2, hvilket også vurderes gældende for sæler jf. (Russell, et al., 2016). Nedramningsaktiviteten varer typisk 2 timer pr. monopæl og støjen er af kort varighed, da der i alt kun skal nedrammes 16 møller for det foretrukne projekt, 18 møller for alternativ 1 og 21 møller for alternativ 2.

Det gennemsnitlige antal marsvin, som antages at udvise adfærdsændringer, er beregnet til henholdsvis 51 dyr, 20 dyr og 17 dyr pr. nedramning for det foretrukne projekt og alternativ 1, baseret på tæthedsdata fra Storebælt i henholdsvis 2016, 2020 og 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021) (Tabel 3-9). For alternativ 2 er det gennemsnitlige antal marsvin, som antages at udvise adfærdsændringer, beregnet til henholdsvis 38 dyr, 15 dyr og 12 dyr pr. nedramning, baseret på samme tæthedsdata fra Storebælt i henholdsvis 2016, 2020 og 2022. Dette svarer til, at ca. 0,12% af den estimerede bæltshavspopulation vil kunne opleve adfærdsændringer i forbindelse med nedramningen.

Projektområdet og ilandføringskorridoren er ikke vurderet at være et væsentligt område for hverken marsvin eller spættet sæl og mindste afstand til nærmeste Natura 2000-område er 6,3 km. På baggrund af dette og ovenstående redegørelse vurderes det, at det kan udelukkes at undervandsstøj fra nedramning af monopæle medføre en skade på marsvin eller sæler og aktiviteten vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

Støj fra skibe

Marsvin synes at være relativt sky dyr, idet flugtreaktioner ofte ses, hvis et motoriseret fartøj nærmer sig. Undersøgelser har vist en negativ korrelation mellem marsvins tilstedeværelse og intensiteten af skibstrafik (Scheidat, et al., 2011; Herr, Scheidat, & Siebert, 2005) og det er derfor sandsynligt, at marsvin i et vist omfang vil reagere på den skibstrafik, der vil finde sted i forbindelse med anlægsarbejderne, ved at forlade området og søge til alternative områder i den periode, hvor anlægsarbejderne foregår. Påvirkningen vil være kortvarig og dyrene kan vende tilbage til området kort tid efter, at støjen stopper. Derudover vurderes den rumlige udstrækning som lokal, og påvirkningen som fuldt reversibel, idet situationen vender tilbage til udgangspunktet efter støjens ophør.

Projektområdet og ilandføringskorridoren er ikke vurderet at være et væsentligt område for hverken marsvin eller spættet sæl og mindste afstand til nærmeste Natura 2000-område er 6,3 km. På baggrund af dette og ovenstående redegørelse vurderes det, at det kan udelukkes at støj fra skibe i projektområdet kan medføre en skade på marsvin eller sæler og aktiviteten vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.3.2 Driftsfasen

I driftsfasen er de mulige påvirkninger af marsvin og spættet sæl:

- Ændret fødesøgningshabitat (hårdbundssubstrat på erosionsbeskyttelsen)
- Støj og forstyrrelse fra skibe som udfører tilsyn og vedligeholdelse samt fra vindmøllerne

Ændret fødesøgningshabitat

Arealet med blødbund, som erstattes af hårdbund i form af fundamenter og erosionsbeskyttelse på havbunden er meget lille (op til 26.400 m²). Der findes allerede hårdbund i form af en del sten i området, og den meget begrænsede tilføjelse af hårdbundsareal i form af erosionsbeskyttelse vurderes ikke at medføre en væsentlig ændring i fødeudbuddet, for hverken marsvin eller sæler i området.

Projektområdet og ilandføringskorridoren er ikke vurderet at være et væsentligt område for hverken marsvin eller spættet sæl og mindste afstand til nærmeste Natura 2000-område er 6,3 km. På baggrund af dette og ovenstående redegørelse vurderes det, at det kan udelukkes at ændret fødesøgningshabitat i projektområdet kan medføre en skade på marsvin eller sæler og tilstedeværelsen af projektet i driftsfasen vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

Støj fra skibe og møller

Marsvin og sæler kan potentielt påvirkes af støj og forstyrrelse fra skibstrafik i forbindelse med vedligehold og driftsstøj fra møllerne (Herr, Scheidat, & Siebert, 2005; Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011). Ikke desto mindre er marsvin observeret i havmølleparker i drift i et sammenligneligt eller højere antal end inden etablering af havmølleparkerne (Tougaard, et al., 2006a; Scheidat, et al., 2011) (se Figur 3-35). Der findes dog også et eksempel på, at marsvin er observeret i et lavere antal efter opførelse af en havmøllepark, selvom det er uklart, om de færre marsvin skyldes tilstedeværelsen af havmølleparken (Tougaard J. , 2014). Det er desuden kendt, at sæler jager og opholder sig inde i havmølleparker, som det f.eks. ses af en undersøgelse af havpattedyrs adfærd ved menneskabte anlæg på havet (Russell, et al., 2014).

Den lavfrekvente undervandsstøj, som møllerne udsender under almindelig drift, har været mistænkt for at kunne påvirke dyrenes normale adfærd. I Madsen et al. (2006) omtales en undersøgelse, hvor simuleret undervandsstøj svarende til støjen fra en 2 MW mølle blev testet i et område med høje tætheder af marsvin og spættet sæl. Resultatet var ikke entydigt, men viste dog at dyrenes eventuelle respons skete inden for en afstand på mellem 60 og 200 m fra møllen, og konklusionen var, at påvirkningszonen er "lille" for såvel marsvin som sæler (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006).

I (Tougaard, Henriksen, & Miller, 2009) konkluderes det, baseret på undersøgelser i 3 havmølleparker, at det er usandsynligt, at støjen, uagtet afstand fra møllerne, kan nå et niveau, hvor den kan skade sæler og marsvin, og støjen vurderes heller ikke at kunne forstyrre dyrenes akustiske kommunikation. Det vurderes derfor at skade som følge af lavfrekvent støj på spættet sæl eller marsvin, i de Natura 2000-områder, hvori de indgår i udpegningsgrundlaget, kan udelukkes.

Ovenstående tyder på, at driftsstøjen fra havmøllerne og trafik fra skibe inde i selve havmølleparken (samt elektromagnetisk felt omkring de nedgravede kabler) er uden eller af meget lille betydning for dyrenes tilstedeværelse

Projektområdet og ilandføringskorridoren er ikke vurderet at være et væsentligt område for hverken marsvin eller spættet sæl og mindste afstand til nærmeste Natura 2000-område er 6,3 km.

Samlet set vurderes det at støj fra møllerne i drift og skibe som udføre tilsyn og vedligehold samt elektromagnetiske felter omkring de nedgravede kabler, kan udelukkes at medføre en skade på marsvin eller sæler og tilstedeværelse af projektet i driftsfasen vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.3.3 Dekommissioneringsfasen

Aktiviteter i dekommissioneringsfasen vurderes at være sammenlignelige eller mindre end i anlægsfasen. F.eks. vil der ikke ske nedramning af monopæle, som er den mest støjende aktivitet. På den baggrund vurderes det

for dekommissioneringsfasen, ligesom for anlægsfasen, at aktiviteterne kan udelukkes at medføre en skade på marsvin eller sæler og aktiviteten vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.4 Flagermus

Tre arter af flagermus som forekommer i Danmark, er opført på bilag II i habitatbekendtgørelsen og kan dermed være på udpegningsgrundlag for Natura 2000-områder. Det er bredøret flagermus, bechsteins flagermus og damflagermus. Damflagermus er i 2019 vurderet som værende i gunstig bevaringsstatus, mens bechsteins flagermus er moderat ugunstig og bredøret flagermus ukendt (Fredshavn, et al., 2019). Hverken bredøret flagermus, bechsteins flagermus eller damflagermus blev registreret i forbindelse med feltundersøgelserne i 2021 som er afrapporteret i baggrundsrapporten flagermuskortlægning (WSP, 2024). Som beskrevet i afsnit 8.9 Flagermus, vurderes ingen af arterne at forekomme i området.

Bechsteins flagermus er i Danmark udelukkende på udpegningsgrundlaget for habitatområde H162 Almindingen, Ølene og Paradisbakkerne på Bornholm. Arten er meget stationær og kendes i Danmark kun fra Bornholm. Som det fremgår af afsnit 8.9 Flagermus, vurderes den ikke at bevæge sig ud på havet. Påvirkning af denne art som følge af projektet vurderes at kunne udelukkes på grund af manglende tilstedeværelse.

De to øvrige arter er ikke kendt som langdistancetrækkere (det er kun troldflagermus, skimmelflagermus, dværgflagermus og brunflagermus, som alle blev registreret i forbindelse med kortlægningen af flagermus i 2021 (WSP, 2024)). Damflagermus kan flyve flere hundrede kilometer til overvintring i kalkgruber i Midtjylland og Himmerland og er observeret langt til havs. Damflagermus er ikke kendt fra Nord- og Vestsjælland, men der er en lille bestand på Sydsjælland og Lolland Falster (DCE Aarhus Universitet, 2023) . Bredøret flagermus lever i ældre løvskovsområder og der er normalt ikke mere end 50 km mellem dens yngle og overvintringsområder, men trækafstande over 250 km er observeret. Bredøret flagermus findes i Sydøstdanmark, Sydsjælland, Lolland-Falster, Langeland og Møn, og i nogle skove på Midtsjælland.

Der er ikke flagermus på udpegningsgrundlagene for de seks beskrevne habitatområder inden for 20 km. Det vurderes på baggrund af arternes biologi og udbredelse som usandsynligt at damflagermus eller bredøret flagermus vil trække eller i det hele taget forekomme på havet i den nordlige del af Storebælt.

4.4.4.1 Anlægsfasen

Anlægsfasen vurderes ikke at udgøre nogen mulig risiko for de tre arter af flagermus. Aktiviteterne kan ikke påvirke yngle- eller rastesteder, da sådanne ikke findes på havet. Under anlægsarbejdet vil møllerne ikke være i drift, og vingerne vil ikke rotere. Flagermus flyver ikke ind i strukturer, der ikke bevæger sig.

På baggrund af dette vurderes det, at det kan udelukkes at anlægsfasen på havet kan medføre en skade på flagermus der er på udpegningsgrundlaget i Natura 2000-områder og aktiviteten vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.4.2 Driftsfasen

I driftsfasen kan flagermus potentielt kollideres med de roterende vinger eller blive udsat for barotraume som følge af vindstrømmen omkring vingerne.

Der er kortlagt en potentiel trækrute mellem Reersø på Sjælland og Stavreshoved på Fyn (se afsnit 8.9 Flagermus), men denne vurderes ikke at blive påvirket, da projektområdet ligger nord for trækruten.

For arter på udpegningsgrundlag i Natura 2000-områder (Bilag II-arter) som omfatter bechsteins flagermus, bredøret flagermus og damflagermus, vurderes det at kunne udelukkes at de vil trække gennem Storebælt og der er ikke lokale bestande i området som kan søge føde på havet omkring møllerne. Det vurderes derfor at en skade på bredøret flagermus, damflagermus og bechsteins flagermus som følge af risiko for kollision med havmøllerne i drift, kan udelukkes. Tilstedeværelse af projektet i driftsfasen vil være uden betydning for arternes bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.4.3 Dekommissioneringsfasen

Dekommissioneringsfasen vurderes ikke at udgøre nogen mulig risiko for flagermus. Aktiviteterne kan ikke påvirke yngle- eller rastesteder, da sådanne ikke findes på havet. Dekommissionering vil møllerne ikke være i drift og vingerne vil ikke rotere.

4.4.5 Fisk

Der indgår to arter af fisk i udpegningsgrundlagene for de seks omkringliggende Natura 2000-områder inden for 20 km: Pigsmerling (Habitatområde 138, der er en del af Natura 2000-område nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken, i en afstand af 7,6 km fra projektområdet) samt stavsild (Habitatområde 135, der er en del af Natura-2000-område nr. nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke, i en afstand af 32 km fra projektområdet).

Pigsmerling er en lille bundlevende fisk, som lever i åer, bække og søer hvor vandet flyder langsomt eller er stillestående. Arten lever således kun i ferskvand og kan derfor ikke blive påvirket af det marine anlægsarbejde eller møllernes tilstedeværelse.

Stavsild er en vandrefisk, der tilbringer en del af sin cyklus i havet, idet den yngler i ferskvand og vokser op i havet. Næsten alle registreringer herhjemme af stavsild er gjort i havet, heraf de største antal langs den jyske vestkyst, hvor arten sammen med andre fiskearter samler sig omkring havneanlæg ved bl.a. sluserne i Hvide Sande og Thorsminde. Der er kun få, gamle beretninger om registreringer af stavsild i danske vandløb – f.eks. i Skals Å og Simested Å. Det samme gør sig gældende for Sverige, hvor der er beretninger fra 1800-tallet om opgang i sydsvenske elve såsom Lagan og Nissan, men hvor nyere observationer savnes (Krog & Carl, 2023). Der er ikke sikkert kendskab til, at stavsild nogensinde har ynglet i danske vandløb, og arten betragtes som en strejfer herhjemme. Arten var indtil revidering af udpegningsgrundlag i 2019, kun på udpegningsgrundlaget i otte jyske Natura 2000-områder. Men især fra perioden efter årtusindskiftet, findes der godt 600 registreringer af stavsild i Danmark. Dette forhold siger ikke noget sikkert om, hvorvidt arten er blevet mere hyppig eller ej, eftersom antallet af registreringer afhænger af den indsats der er gjort for at skaffe oplysninger. Der er registreringer fra alle dele af de danske havområder, både fra de kystnære områder og fjordene og fra dybere vand især i Skagerrak-Kattegat omkring Grenen og fra Østersøen syd for Bornholm. Herunder er der registreringer i Sejerøbugten (Krog & Carl, 2023). Stavsild er ny på udpegningsgrundlaget for habitatområde 135. Årsagen til at stavsild er kommet på udpegningsgrundlaget fremgår ikke af nyeste basisanalyse eller Natura 2000 plan for området. Men jf. kriterierne for udpegningsgrundlag og dokumentation kan årsagen være

kvalitetssikrede registreringer til Dansk Fiskeatlas for perioden 1995-2017 (Miljøstyrelsen, 2023b) og de mange registreringer i Skagerrak-Kattegat, som er refereret af (Krog & Carl, 2023).

I det følgende vurderes evt. påvirkning af stavsild. Da arten yngler i vandløb, kan en påvirkning af artens yngleområder udelukkes.

4.4.5.1 Anlægsfasen

I anlægsfasen er de mulige påvirkninger af stavsild:

- tab af fødesøgningshabitat der hvor der graves kabler ned og etableres monopæle med tilhørende erosionsbeskyttelse.
- sedimentpild som kan påvirke fødesøgning og fødegrundlag,
- støj og forstyrrelse fra nedramning af monopæle og skibstrafik, som kan betyde bortskræmning.
- Udstrømning af boremudder i anlægsfasen, som kan sætte sig på især fiskeyngels gæller

Tab af fødesøgningshabitat

Tab af potentielt fødesøgningshabitat i anlægsfasen er ca. 76.000 m² som direkte påvirkes ved nedpløjning/gravning af søkabel og etablering af monopæle med erosionsbeskyttelse.

Da projektområdet og ilandføringskorridoren ligger 36 km fra det Natura 2000-område hvor stavsild er på udpegningsgrundlaget, vurderes et så lille tab af muligt fødesøgningshabitat (juvenile individer lever af krebsdyr mens voksne lever af små fisk) og i så stor afstand fra Natura 2000-områder, i et område som ikke er udpeget for arten og derfor antages at have mindre betydning end arealer inde i Natura 2000-områder vurderes at være uden betydning for bestanden inde i Natura 2000-området og en skade på arten kan derfor udelukkes.

Sedimentpild og udstrømning af boremudder

I anlægsfasen på havet vil der forekomme øgede mængder af suspenderet sediment og øget sedimentation i forbindelse med nedlægning af kabler samt, i meget begrænset og lokalt omfang, fra nedramning af møllefundamenter (se afsnit 4.3.1).

Pelagiske fisk, herunder også stavsild, er mere sensitive overfor suspenderet materiale end fiskearter, der lever nær eller i havbunden, hvor de ofte naturligt udsættes for suspenderet sediment og sedimentation.

Det vurderes, at de fleste fisk, herunder også eventuelt tilstedeværende stavsild, midlertidigt vil svømme væk fra området, dels pga. undervandsstøj men også pga. øgede mængder suspenderet sediment i vandsøjlen. Det er således begrænset, hvor mange fisk, der reelt påvirkes af sediment eller boremudder på gællerne eller anden påvirkning.

Stavsild betragtes som nævnt som en strejfer herhjemme, langt de fleste registreringer er fra den jyske vestkyst, og afstanden til nærmeste Natura 2000-område med arten på udpegningsgrundlaget (N154) er mere end 30 km over havet.

På den baggrund vurderes sedimentspild og udstrømning af boremudder at være uden betydning for stavsilds bevaringsstatus i Natura 2000-områder, og en skade af stavsild vurderes at kunne udelukkes.

Undervandsstøj og vibrationer

I forbindelse med anlægsarbejderne vil der være støjpåvirkning fra nedramning af monopæle og fra anlægsfartøjer. Undervandsstøj genereret ved nedramning af monopæle vil påvirke fisk i alle livsstadier, herunder også eventuelt tilstedeværende stavsild.

Resultatet af modelleringen af undervandsstøj ved nedramning af monopæle i Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark viser, at støjen vil være af høj intensitet men kortvarig (ca. 2 timer for hver af de 16-21 monopæle, fordelt over en periode på forventeligt 4-8 måneder, se detaljer i afsnit 8.17 Undervandsstøj). De fleste fiskearter (vurderes også at gælde stavsild) reagerer på støj over 90 dB ved at flygte midlertidigt fra området (Nedwell, et al., 2007) og undgår derved skade.

Støj og forstyrrelse fra anlægsfartøjer vurderes at være lokale og kortvarige og sker mindst 30 km fra et Natura 2000-område, hvor stavsild er på udpegningsgrundlaget.

Støjpåvirkning i anlægsfasen vurderes ikke at kunne skade stavsilds bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.5.2 Driftsfasen

I driftsfasen er de mulige påvirkninger af stavsild:

- Ændret fødesøgningshabitat (hårdbundssubstrat på erosionsbeskyttelsen)
- Støj og forstyrrelse fra skibe som udfører tilsyn og vedligeholdelse samt fra vindmøllerne

Habitatændringer og ændringer i fødeudbud

Arealet med blødbund, som erstattes af hårdbund i form af fundamenter og erosionsbeskyttelse på havbunden er meget lille (op til 26.400 m²). Der findes allerede hårdbund i form af en del sten i området, og den meget begrænsede tilføjelse af hårdbundsareal i form af erosionsbeskyttelse vurderes ikke at medføre en væsentlig ændring i habitatet. Som beskrevet i afsnit 8.7 om fisk vurderes pelagiske fiskearter, der bl.a. omfatter stavsild, ikke at blive påvirket af ændringer i substrattype på havbunden, idet disse arter og deres fødegrundlag (krebsdyr og fisk) primært findes i vandsøjlen og ikke er associeret til havbunden.

De fysiske strukturer, som fundament og erosionsbeskyttelsen udgør, øger kompleksiteten på havbunden, og kan med tiden fungere som et kunstigt rev, hvor bl.a. makroalger forventes at etablere sig. Dermed kan møllernes tilstedeværelse øge fødeudbuddet for eventuelt tilstedeværende fisk.

Det vurderes på den baggrund, at habitatændringer som følge af tilstedeværelse af monopæle og erosionsbeskyttelse i driftsfasen vil være uden betydning for stavsildens bevaringsstatus og ikke vil medføre skade.

Undervandsstøj og vibrationer

Gearboksen genererer vibrationer i havmølle turbinetårnet, hvilket typisk medfører støj under vand i niveauet 80-150 dB re1 μ Pa ved bølgelængder, som ligger indenfor fisks høreevne. Tårnet vil også medføre vibrationer i havbunden, men disse anses dog kun for at have en lille betydning (Bergström, et al., 2014). Derudover kan der forekomme støj fra servicebåde.

Støj i driftsfasen vil ikke have nogen negativ effekt på høreevnen hos fisk (Wahlberg & Westerberg, 2005). Det er påvist, at lydølger fra havmøller er så konstante og diffuse, at fisk vænner sig til støjen (Hoffmann, Astrup, Larsen, Munch-Petersen, & Støttrup, 2000). Dette understøttes af andre studier, der viser, at der er en høj tæthed af fisk omkring havmøllefundamenter (f.eks. (Leonhard, et al., 2013; Bergström, Sundqvist, & Bergström, 2013)).

Det vurderes, at påvirkningen fra undervandsstøj og vibrationer fra møllerne i driftsfasen ikke kan medføre skade på stavsild og ikke vil påvirke artens bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.4.5.2.1 Dekommissioneringsfasen

Aktiviteter i dekommissioneringsfasen vurderes at være sammenlignelige eller mindre end i anlægsfasen. F.eks. vil der ikke ske nedramning af monopæle, som er den mest støjende aktivitet. På den baggrund vurderes det for dekommissioneringsfasen, ligesom for anlægsfasen, at aktiviteterne kan udelukkes at medføre en skade på stavsild og aktiviteten vil være uden betydning for artens bevaringsstatus i Natura 2000-områder.

4.5 Bilag IV-arter

Dette afsnit behandler de strengt beskyttede bilag IV-arter. Tilstedeværelse af arterne samt projektets mulige påvirkninger af dem, er desuden adresseret i afsnittene vedrørende marine pattedyr (8.10), flagermus på havet (8.9) og naturinteresser på land (9.2).

Beskyttelsen af bilag IV-arter fremgår i habitatdirektivets artikel 12 og er i Danmark primært udmøntet gennem Habitatbekendtgørelsen (Miljøministeriet, BEK nr 2091 af 12/11/2021) og Artsfredningsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, BEK nr 521 af 25/03/2021).

Tabel 4-12 er en liste over bilag IV-arter i Danmark, med kommentarer om generel udbredelse i Danmark / på Sjælland samt deres levevis. I kolonnen "Potentiel påvirkning" er det vurderet, om arten på baggrund af udbredelse og levevis potentielt kan påvirkes af projektet.

Tabel 4-12 Oversigt over de bilag IV-arter, der forekommer i Danmark, med vurdering af om projektet potentielt kan påvirke dem og dermed om arten er relevant at beskrive yderligere. * (Kjær, 2023) og (Arter.dk, 2023).

Bilag IV-arter i Danmark	Generel udbredelse/levevis i Danmark/Sjælland*	Potentiel påvirkning
Alle arter af flagermus	Der er 17 arter af flagermus i Danmark. Flere af arterne er registreret på Asnæs-halvøen i nærheden af undersøgelseskorridoren på land. Det drejer sig om syd-, dværg- og brunflagermus. Dertil er det sandsynligt, at der findes vand- og troldflagermus samt brun langøre. Flagermus yngler og raster i træer, huler og bygninger/bygningsværker. De søger føde i luften og flere af arterne anvender levende hegn som ledelinjer. Troldflagermus, skimmelflagermus, leislars flagermus (kun i Nordsøen og Østersøen) og	Potentiel påvirkning

Bilag IV-arter i Danmark	Generel udbredelse/levevis i Danmark/Sjælland*	Potentiel påvirkning
	brunflagermus er kendte langdistancetrækkere som er dokumenteret at forekomme på havet. Trolldflagermus, skimmelflagermus, brunflagermus og dværgflagermus er i forbindelse med feltundersøgelserne registreret ved Sprogø og møllerne på havet nord for Sprogø.	
Hasselmus	På Sjælland er arten udbredt i 3 større skovområder. Nærmeste levested er syd for Roskilde. Artens udbredelse er velbeskrevet, og undersøgelseskorridoren på land rummer ikke egnede levesteder.	Nej
Birkemus	Findes kun i Jylland.	Nej
Bæver	På Sjælland er arten kun udbredt i vandløb i Nordsjælland. Der er ingen vandløb og dermed ingen mulige levesteder i eller nær de berørte områder på Asnæs.	Nej
Odder	Er registreret enkelte steder på Sjælland. Der er dog ingen vandløb eller mulige levesteder i eller nær de berørte områder på Asnæs.	Nej
Ulv	Findes kun i Jylland.	Nej
Marsvin	Findes i og nær projektområde og ilandføringskorridor på havet	Potentiel påvirkning
Alle arter af hvaler	Andre arter af hvaler forekommer særdeles sporadisk og fåtalligt i de indre danske farvande.	Nej
Snæbel	Findes kun i Jylland.	Nej
Markfirben	Udbredt over det meste af landet. Arten er tidligere fundet på Asnæs i 2021 med nærmeste fundsted ved kysten ca. 5 km vest for undersøgelseskorridoren. Den er i 2023 også fundet ca. 5 km inde i landet mod øst; umiddelbart øst for Ugerløse.	Potentiel påvirkning
Stor vandsalamander	Udbredt over det meste af landet, dog kun sporadisk i Vest- og Nordjylland. Arten findes på Asnæs-halvøen og er i 2016 registreret i umiddelbar nærhed af undersøgelseskorridoren. Et vandhul indenfor undersøgelseskorridoren på land er sandsynligvis levested for arten, mens et andet vandhul potentielt er levested for arten.	Potentiel påvirkning
Klokkefrø	Er udbredt i kystnære dele af Danmark. På Sjælland kun på Vest- og Sydsjælland. Arten er udsat på Asnæs, med det nærmeste fundsted ca. 6 km vest for undersøgelseskorridoren. Selve undersøgelseskorridoren, rummer ingen fund eller egnede levesteder for arten.	Potentiel påvirkning
Løgfrø	Arten har en spredt udbredelse i Danmark. Nærmeste lokalitet er øst for Saltbæk Vig og Neksø i Sejerøbugten henholdsvis ca. 13,5 og 18 km nordøst for undersøgelseskorridoren. Der er ingen egnede ynglevandhuller indenfor undersøgelseskorridoren, og da løgfrø generelt vandrer maksimalt 500 m og kun i sjældne tilfælde 1,2-1,4 km, er det usandsynligt, at den findes i undersøgelseskorridoren, når man tager afstanden til de kendte ynglevandhuller i betragtning. Dertil ligger der mellem dens registrerede forekomster og undersøgelseskorridoren flere spredningsbarriere som f.eks. to hovedveje.	Nej
Løvfrø	Har en spredt udbredelse, der omfatter det sydøstlige Jylland, Vest- og Sydsjælland, Lolland-Falster og Bornholm. Nærmeste levested er på spidsen af Asnæs ca. 7 km vest for undersøgelseskorridoren. Løvfrø vandrer normalt under 1 km fra ynglevandhuller, men kan godt vandre flere km. Undersøgelseskorridoren rummer ingen fund eller egnede levesteder for arten, men det kan ikke udelukkes, at arten kan findes i korridoren.	Potentiel påvirkning
Spidssnudet frø	Udbredt over det meste af landet, og findes også på Asnæs-halvøen, med nærmeste fund ca. 7 km vest for kabelkorridoren. Undersøgelseskorridoren rummer ingen fund, men to vandhuller er egnede for arten. Arten spreder sig normalt ikke mere end få meter fra ynglevandhullet, men kan bevæge sig op til ca. 1 km. Da arten er til stede på Asnæs, og der er fundet potentielt egnede vandhuller i undersøgelseskorridoren, kan det ikke udelukkes, at arten findes i korridoren, selvom det er mindre sandsynligt dens aktionsradius taget i betragtning og da vandhullerne i undersøgelseskorridoren ikke er omgivet af eng eller mose, som arten ofte foretrækker.	Potentiel påvirkning
Springfrø	Arten har generelt en sydøstlig udbredelse i Danmark. Nærmeste fund er ved spidsen af Røsnæs, ca. 15 km væk i fugleflugt fra undersøgelseskorridoren. Arten holder sig normalt indenfor nogle hundreder meter af ynglevandhullet, men kan sprede sig flere kilometer. Ifølge (Kjær (Red.), 2023) er der i udlandet fundet individer op til 5-7 km fra nærmeste ynglelokalitet. Selv ved	Nej

Bilag IV-arter i Danmark	Generel udbredelse/levevis i Danmark/Sjælland*	Potentiel påvirkning
	denne max-spredningsafstand, er undersøgelseskorridoren mere end dobbelt så langt væk fra kendte registreringer. Der er ingen potentielle levesteder indenfor undersøgelseskorridoren. Det er derfor usandsynligt, at springfrø skulle være i korridoren.	
Strandtudse	Udbredt i hele landet, hovedsageligt langs kysten, da arten kan yngles i brakvand, men den findes også på lokaliteter inde i landet. Fra Asnæs foreligger et enkelt fund fra 2019 ca. 3,8 km vest for undersøgelseskorridoren. Undersøgelseskorridoren rummer ingen fund, men der findes ét vandhul, der potentielt kan være levested for strandtudse. Strandtudses spredningsevne er i Danmark normalt på nogle kilometer, men kan for nogle individer ligge på ca. 13 km. Det kan derfor ikke udelukkes, at strandtudse findes i undersøgelseskorridoren.	Potentiel påvirkning
Grønbroget tudse	Udbredt i den østlige del af landet, og findes også på Asnæs-halvøen, med nærmeste fund ca. 7 km vest for undersøgelseskorridoren. Arten spredes normalt op til ca. 3 km fra ynglevandhullet, men maksimumsafstanden er formentlig 1-2 km mere. Undersøgelseskorridoren rummer ingen fund eller egnede levesteder for arten, og grundet artens aktionsradius er det mindre sandsynligt, at den findes i undersøgelseskorridoren, men kan dog ikke udelukkes.	Potentiel påvirkning
Bred vandkalv	Findes i søer med rent vand, fortrinsvist på Bornholm men også fund i Jylland og på Øst- og Sydsjælland. Der er ikke sådanne søer og dermed ingen potentielle levesteder i undersøgelseskorridoren.	Nej
Lys skivevandkalv	Findes i søer med rent vand. Er sjælden men findes i alle landsdele. Der er ingen potentielt egnede levesteder i undersøgelseskorridoren.	Nej
Eremit	Sjælden og findes kun i meget gamle løvskove. Nærmeste fundsted er ved Sorø på Midsjælland. Der er ingen meget gamle løvskove på Asnæs-halvøen og dermed ingen potentielle levesteder.	Nej
Sortpletet blåfugl	Findes kun på Møn.	Nej
Stor ildfugl	Arten er ikke registreret som ynglende i Danmark siden 1955.	Nej
Natlyssværmer	Natlyssværmeren findes på Lolland, Falster og Sjælland. Den lever på natlys, gederams og dueurt. Nærmeste fundsted er vest for Saltbæk Vig ca. 9 km nordøst for undersøgelseskorridoren.	Nej
Mnemosyne	Arten er ikke registreret i Danmark siden 1961. Sandsynligheden for at den genindvandrer vurderes som ringe.	Nej
Herorandøje	Arten er ikke registreret i Danmark siden 1981. Sandsynligheden for at den genindvandrer vurderes som ringe.	Nej
Grøn mosaikguldsmed	Arten er udbredt i det meste af landet i søer hvor den lægger æg på krebsklo, men andre planter som gul åkande og dunhammer kan også benyttes. Der er ingen potentielt egnede søer i undersøgelseskorridoren og arten er ikke tidligere fundet på Asnæs. Nærmeste fundsted er øst for Saltbæk Vig ca. 15 km nordøst for kabelkorridoren.	Nej
Stor kærguldsmed	Arten findes ved solbeskinnede søer i skov. Der er registreret ynglende individer på Falster, Møn og i Nordsjælland. Der er ingen potentielt egnede søer i undersøgelseskorridoren, og arten er ikke tidligere fundet på Asnæs.	Nej
Grøn kølleguldsmed	Lever i større å-systemer i Jylland samt et enkelt fund på Sjælland i Suså. Der er ingen potentielt egnede levesteder i undersøgelseskorridoren og arten er ikke tidligere fundet på Asnæs.	Nej
Enkel månerude	Er på Sjælland kun observeret i Saltbæk Vig.	Nej
Vandranke	Vandranke findes kun i Vestjylland omkring Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord i vandløb og søer. Der er dog en enkelt registrering fra Odsherred i 2004. Der er ingen potentielt egnede voksesteder i undersøgelseskorridoren og arten er ikke tidligere fundet på Asnæs.	Nej
Liden Najade	Liden Najade er kun fundet to søer i Danmark. Det er i Filsø i Sydvestjylland og i Nors Sø i Thy. Nu formentlig kun i Nors Sø. Artens udbredelse udelukker påvirkning. Desuden er der ingen potentielt egnede voksesteder på Asnæs-halvøen.	Nej
Fruesko	Arten har altid været meget sjælden i Danmark, og findes nu kun to steder, begge i Himmerland.	Nej
Mygblomst	I dag findes mygblomst kun på få lokaliteter i Østjylland, på Fyn og Sjælland. Nærmeste lokalitet er ved Saltbæk Vig ca. 10 km nordøst for	Nej

Bilag IV-arter i Danmark	Generel udbredelse/levevis i Danmark/Sjælland*	Potentiel påvirkning
	undersøgelseskorrideren. Arten er ikke registreret ved de botaniske undersøgelser, og de berørte arealer rummer ikke egnede voksesteder.	
Gul stenbræk	Findes kun nogle få steder i Midt- og Nordjylland.	Nej
Krybende sumpskærm	Krybende sumpskærm kendes kun fra to danske lokaliteter, begge på Fyn. Genfundet på den ene lokalitet i 1998, men er ikke set siden	Nej

De bilag IV-arter, der potentielt kan påvirkes af projektets marine del, omfatter dermed flagermus og marsvin, mens landdelen potentielt kan påvirke flagermus samt markfirben, stor vandsalamander, klokkefrø, løvfrø, spidssnudet frø, strandtudse og grønbroget tudse.

4.5.1 Bilag IV-arter på havet

4.5.1.1 Flagermus

Alle arter af flagermus er omfattet af habitatdirektivets bilag IV, herunder de 17 arter som findes i Danmark. De arter der vurderes at være relevante er dværg-, trolde-, brun-, syd-, vand- og skimmelflagermus, da øvrige arter ikke vurderes at forekomme på havet ved Jammerland Bugt. Troldeflagermus, skimmelflagermus og brunflagermus er kendte langdistancetrækkere, som trækker over havet. Dværgflagermus, sydflagermus og vandflagermus er ikke egentlige trækkere, men kan fødesøge efter insekter ude over havet. Af de nævnte arter blev brun-, trolde-, dværg- og skimmelflagermus registreret på havet (ved Sprogø og møllerne nord for Sprogø), i forbindelse med feltundersøgelserne (WSP, 2024).

For alle arterne gælder, at deres bevaringsstatus i den østlige (kontinentale) del Danmark er gunstig (DCE Aarhus Universitet, 2023).

På havet er den eneste potentielle påvirkning af flagermus risikoen for, at flagermus under fouragering eller træk kolliderer med møllerne, når disse er opstillet og i drift. En påvirkning i anlægsfasen eller dekommissioneringsfasen vurderes at kunne udelukkes, da møllevingerne her vil stå stille og dermed ikke udgøre en risiko for flagermus. På havet findes der ingen yngle- eller rasteområder for flagermus, og en beskadigelse af disse kan derfor udelukkes.

Flagermus på havet er nærmere beskrevet i afsnit 8.9 Flagermus samt i baggrundsrapporten Flagermuskortlægning, som der henvises til.

Feltundersøgelser af flagermus i 2021 viste, at der findes to potentielle trækruter på tværs af det nordlige Storebælt. Mellem Reersø på Sjælland og Stavreshoved på Fyn både forår og efterår for brun-, trolde-, og dværgflagermus og langs Storebæltsbroen om efteråret (samme arter samt skimmelflagermus). Begge potentielle trækruter ligger syd for projektområdet og der stilles derfor ingen vindmøller i potentielle trækruter for flagermus. På den baggrund vurderes forsætlige drab (og forstyrrelse) af trækkende flagermus ved kollision med møllevingerne eller barotraume fra luftstrømmen omkring vingerne, at kunne udelukkes.

Tidligere undersøgelser af flagermus viser, at flagermus kan søge føde langt ude på havet (Ahlén I. B., 2009). Det vides fra mange undersøgelser, at insekter på visse årstider og under bestemte vejrforhold kan blive tiltrukket af vindmøllernes rotorblade og tårne og der kan derfor under de rette vejrforhold akkumuleres store ansamlinger af insekter omkring vindmøller, som flagermus kan fouragere på (Ahlén, Bach, Baagøe, &

Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009). Ansamlingen af insekter skyldes formodentligt, at mølledelene opvarmes om dagen og udstråler varme om natten, og at denne varme tiltrækker insekter. Fænomenet optræder kun ved lave vindhastigheder (under 5-6 m/sek.), da insekterne ved højere vindhastigheder drifter væk fra møllerne. Fænomenet forekommer både ved landbaserede vindmøller og ved kystnære havmøller, samt havmøller længere til havs placeret i trækkorridorer og er mest udbredt i sensommeren (august måned) (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009).

Foreløbige, ikke publicerede, data fra Kriegers Flak Havmøllepark viser, at fødesøgende flagermus på havet primært forekommer i sensommeren og stort set udelukkende på nætter med helt stille vejr (Christensen & Hansen, 2023). Formentlig fordi der ved disse vejrforhold er gode fødesøgningsmuligheder for de insektspisende flagermus.

Feltundersøgelserne i 2021 (se baggrundsrapporten Flagermuskortlægning (WSP, 2024)) omkring vindmøller i Storebælt (eksisterende vindmøller nord for Sprogø, ca. 20 km fra projektområdet for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark) viser, at der kun i begrænset omfang registreres fødesøgende flagermus ved havmøller i Storebælt og primært ved lave vindhastigheder.

Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark vil stå mindst 6 km fra kysten og det er muligt, at enkelte dværg-, trolde-, brun-, syd-, vand- eller skimmelflagermus, især i sensommerperioden på lune og stille nætter kan flyve ud fra kysten for at fouragere på insekter over det åbne hav og omkring møllerne. Det vurderes at dette kun vil ske sjældent, som det ses omkring møllerne nord for Sprogø, og vil være få fødesøgende individer, på nætter med lav vindhastighed og lune temperaturer. Det vurderes at risikoen for at enkelte flagermus kolliderer med møllevingerne er lav og uden betydning for bestandene af de relevante arter.

Forsætligt drab af flagermus som følge af placering af vindmøller i Jammerland Bugt, som ligger udenfor trækruter og mindst 6 km fra kysten (og dermed mindst 6 km fra nærmeste raste- eller ynglelokalitet), vurderes at kunne udelukkes.

4.5.1.2 Marsvin

Storebælt udgør den vigtigste korridor for dyr, der vandrer mellem de nordlige og sydlige danske farvande. Projektområdet er ikke angivet som et højdensitetsområde (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) og synes at være af mindre betydning for bestanden i perioden 2007-2016 end i perioden 1997-2006. I forbindelse med SCANS-IV i juni/juli 2022, blev der ved flytællinger optalt marsvin i og omkring projektområdet (Sveegaard S., 2022). I forbindelse med flytællinger udført for Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark i 2014 og 2015 (Orbicon, 2018a) blev der registreret 76 individer inden for hele undersøgelsesområdet (6 marsvin inden for projektområdet for selve havmølleparken, og 70 individer uden for projektområdet). Ved de 22 flytællinger udført i 2020-2022 blev der registreret i alt 39 marsvin, hvor det største antal var i juli og november 2021 (8 marsvin), og det næststørste i marts 2022 (5 marsvin). Af de 8 marsvin der blev observeret i juli 2021, var der kun ét af marsvinene der blev registreret inden for projektområdet (se afsnit 8.10 samt baggrundsrapporten Aerial Survey Report Jammerland (BioConsult SH, 2023)).

Antallet af observerede dyr er ikke stort nok til at lave tæthedsberegninger, og derfor er der anvendt data fra 2012, 2016, 2020 og 2022 fra SCANS og MiniSCANS-undersøgelser. (Viquerat et al., 2014; Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021).

Der er ikke påvist særlige yngleområder eller nogen nogen kalve i projektområdet ved Jammerland Bugt, hverken fra feltundersøgelserne i 2014-2015 (Orbicon, 2018a) eller 2020-2022 (BioConsult SH, 2023) eller i forbindelse med

de nationale tællinger fra 2020 (Unger, et al., 2021). Der er observeret forholdsvis få marsvin i projektområdet og der er ikke noget som indikerer, at projektområdet er af større betydning for marsvin i forhold til det omkringliggende farvand.

Marsvin kan i anlægsfasen blive påvirket af støj fra nedramning af monopæle. Ved nedramning af monopæle anvendes dobbelt boblegardin eller lignende støjdæmpende foranstaltning og nedramning vil ikke ske i den for marsvin mest sårbare periode fra maj-august.

Baseret på at projektområdet ikke er et væsentligt område for marsvin, at støjen dæmpes med dobbelt boblegardin (eller lignende tiltag) og at nedramning undgås i perioden maj til august, vurderes forsætlig forstyrrelse (samt forsætligt drab) at kunne udelukkes. I driftsfasen kan møllerne tiltrække marsvin (se længere nede), og der er ikke viden om, at elektromagnetiske felter kan føre til strandinger, eller kan påvirke marsvins orientering (se afsnit 8.10) og derfor vurderes forsætlig forstyrrelse i driftsfasen at kunne udelukkes.

Habitatændringer i anlægsfasen kan ske gennem sedimentspild som følge af nedpløjning af kabler, etablering af monopæle, håndtering af jack-up fartøjer, ankring og udstrømning af bentonitholdigt boremudder til havmiljøet i det punkt hvor den styrede underboring ender (hvis Alternativ A vælges ved ilandføring af søkablet). Påvirkningen vurderes til at være lokal og reversibel og minimal i sammenligning med de naturligt forekommende variationer (se afsnit 8.2 Bundtopografi og sediment og 8.5 Vandkvalitet). Sedimentspildet fra anlægsaktiviteterne er ligeledes vurderet til at have lav påvirkning af bundfauna (afsnit 8.6) og fisk (afsnit 8.7) og fødeudbuddet for marine pattedyr i form af bunddyr og fisk i området vil derfor ikke blive væsentligt forringet.

På baggrund af ovenstående vurderes sedimentspild fra projektet ikke at kunne udgøre en beskadigelse af yngle- eller rasteområder for marsvin. Sedimentspildet vurderes ikke at kunne medføre forsætligt drab eller forsætlig forstyrrelse af marsvin.

Habitatændringer i driftsfasen som følge af tilstedeværelse af monopæle og tilhørende erosionsbeskyttelse, vurderes ikke at medføre en negativ påvirkning af marsvin. F.eks. har undersøgelser før og efter opførelsen af en 27 km² stor vindmøllepark (Egmond aan Zee) i den sydlige del af Nordsøen ud for Holland vist, at flere marsvin foretrækker at være inde i parken end udenfor. Stigningen i antallet af dyr ved Egmond aan Zee kan ifølge forfatterne sandsynligvis bl.a. tilskrives et større fødeudbud som følge af møllernes "rev-effekt", og eventuelt et fiskeriforbud inden for mølleparkens grænser, der medfører et mere uforstyrret marint miljø med flere fiskearter (Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011). Dog findes der også et eksempel på, at marsvin er observeret i et lavere antal efter opførelse af en havmøllepark. Det er dog uklart, om de færre marsvin skyldes tilstedeværelsen af havmølleparken (Tougaard J. , 2014). På baggrund af dette, vurderes det at der hverken er positive eller negative påvirkninger på marsvin i havmølleparker i drift.

På baggrund af ovenstående faglige redegørelse, vurderes en beskadigelse af yngle- og rasteområder for marsvin at kunne udelukkes i driftsfasen, ligesom forsætligt drab eller forsætlig forstyrrelse kan udelukkes. af god miljøtilstand i Østersøen for biodiversitet.

5 REFERENCER

- Ahlén, I. B. (2009). Behavior of scandinavian bats during migration and foraging at sea. . *Journal of Mammalogy* , s. 90 (6): 1318-1323.
- Ahlén, I., Bach, L., Baagøe, H., & Pettersson, J. (2007). *Bats and Offshore Wind Turbines Studied in Southern Scandinavia*. Hentet fra Tethys: <https://tethys.pnnl.gov/publications/bats-offshore-wind-turbines-studied-southern-scandinavia>
- Alheit, J. (1987). Variation of batch fecundity af sprat, *Sprattus sprattus*, during spawn-ing season. *ICES CM 1987/H:44*. ICES CM.
- Amezcuca, F., & Nash, R. (2001). Distribution of the order Pleuronectiformes in relation to the sediment type in the North Irish Sea. *45(3-4)*, 293-301. *Journal of Sea Research*.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., . . . Wikström, A. (2016). Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. *RAPPORT 6723*. Naturvårdsverket.
- Andreasen. (2017). *Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (Phocoena phocoena) in the western Baltic Sea*. *Marine Mammal Science*.
- Andrulewicz, E., Napierska, D., & Otremba, Z. (2003). The environmental effects of the installation and functioning of the submarine SwePol Link HVDC transmission line: a case study of the Polish Marine Area of the Baltic Sea. *49*, 337-345. *Journal of Sea Research*.
- Aqtesolv. (2023). *Representative values of hydraulic properties*. Hentet fra http://www.aqtesolv.com/aquifer-tests/aquifer_properties.htm
- Arbejdstilsynet. (2023). *Arbejde i forurennet jord*. Hentet fra Sikkerheds- og sundhedsmæssigt forsvarligt arbejde i forurennet jord. AT vejledning: <https://at.dk/regler/at-vejledninger/arbejde-forurennet-jord-d-2-23/>
- Arnett, E. B., Baerwald, E. F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., . . . Voigt, C. C. (2015). Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. I C. C. Voigt, & T. Kingston, *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, Cham. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_11
- Arter.dk. (2023). *Dataudtræk fra Arter.dk per 1. juni 2023*. Hentet fra Arter.dk.
- Baggøe, & Jensen. (2007). *Dansk Pattedyratlas*. København: Gyldendal.
- Band. (2000). *Windfarms and birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action*. Guidance, Scottish Natural Heritage.
- Band, W. (2012). Using a collision model to assess bird collision risks for offshore windfarms. *Project SOSS-02*. BTO & The Crown Estate. Hentet fra <http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss/projects>
- Band, W. (2012). *Using a collision model to assess bird collision risks for offshore windfarms*. BTO & The Crown Estate. Hentet fra <http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss/projects>
- Band, W., Madders, M., & Whitfield, D. (2007). Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. I M. de Lucas, G. Janss, & M. Ferrer, *Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation* (s. 259-275). Madrid: Quercus.
- Bas, A., Christiansen, F., Öztürk, A., Öztürk, B., & McIntosh, C. (2017). The effects of marine traffic on the behaviour of BlackSea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLoS One*, *12*(3). doi:10.1371/journal.pone.0172970
- Bat Conservation Trust. (2010). *Noctule bat. SE11 5RD*. London: Bat Conservation Trust.
- Bauer, R., Stepputis, D., Storr-Paulsen, M., Weigelt, R., & Hammer, C. (2010). Estimating abundances of 0-group western Baltic cod by using pound net fisheries. *57*, 1-11. *Informationen aus der Fischereiforschung*.

- Baumann, H., Peck, M., Götze, H.-E., & Temming, A. (2007). Starving early juvenile sprat *Sprattus sprattus* (L.) in western Baltic coastal waters: evidence from combined field and laboratory observations in August and September 2003. *Journal of Fish Biology*, 70, s. 853-866.
- Berg, & Bregnballe. (2020). Forårstrækket af Ederfugle gennem Femern Bælt 2009–19: Trækkets forløb og udviklingen i antal og kønssammensætning (Spring migration of Common Eider *Somateria mollissima* through Fehmarn Belt: Timing of migration and changes in numbers and sex ratio). 133, 42-55. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Capetillo, N., & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife – a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*, 9.
- Bergström, L., Sundqvist, F., & Bergström, U. (2013). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485, s. 199-210.
- BiGGAR Economics. (2017). Wind Farms and Tourism Trends in Scotland. *A Research Report*.
- BioConsult SH. (2023). Aerial Survey Report Jammerland. Resting birds and marine mammals. *Final Report September 2020 - May 2022*.
- Bird Life International. (02. 09 2022a). *IUCN Red List for birds*. Hentet fra Bird Life International: <https://www.birdlife.org/>
- Bird Life International. (03. 08 2022b). *Species factsheet: Uria aalge*. Hentet fra Bird Life International: <https://www.birdlife.org/>
- Bischoff, A., Marcussen, J., & Reiten, T. (2007). Friluftsliv og helse - En kunnskapsoversikt. Institutt for idrett og friluftslivsfag.
- Bjørge, A., & Tolley, K. A. (2009). Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*). *Encyclopedia of Marine Mammals (2nd Edition)*, 530-533. B. W. William F. Perrin.
- Bjørgesæter, A. U. (2004). Geographic variation and acoustic structure of the underwater vocalization of harbor seal (*Phoca vitulina*) in Norway, Sweden and Scotland. *Journal of the Acoustical Society of America*, s. 2459-2468.
- Bleil, M., & Oeberst, R. (2004). Comparison of spawning activities in the mixing area of both the Baltic cod stocks, Arkona Sea (ICES subdivisions 24), and the adjacent areas in the recent years. *ICES Document CM 2004/L: 08*. Copenhagen: ICES.
- Bochert, R., & Zettler, M. (2006). Effect of electromagnetic fields on marine organisms. I J.Koller, J. Koppel, & W. Peters, *Offshore Wind Energy*. Berlin: Springer Verlag.
- Bolig og planstyrelsen. (2022). *Planinfo*. Hentet fra Plandata.dk: <https://planinfo.erhvervsstyrelsen.dk/plandatadk>
- Boness, D., Bowen, W. D., Buhleier, B. M., & Marshall, G. J. (2006). Mating tactics and mating system of an aquatic-mating pinniped: The harbor seal, *Phoca vitulina*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 119-130.
- Brandt, M. J., Dragon, A.-C., Diederichs, A., Bellmann, M. A., Wahl, V., Piper, W., . . . Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *MEPS 596:213-232*. doi:<https://doi.org/10.3354/meps12560>
- Brandt, M., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R., & Nehls, G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. 421, 205-216. *Marine Ecology Progress Series*. doi:10.3354/meps08888
- Brown, C. (2005). Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force Valley 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency.

- BSH. (2013). *Standard: Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergie Standard: Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4)*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg & Rostock.
- BTO. (2014). Flight heights spreadsheet (2014 update). Hentet fra <https://www.bto.org/our-science/wetland-and-marine/soss/projects>
- BTO. (2023). Hentet fra SOSS-02: A review of methods to estimate the risk of bird collisions with offshore wind farms: <https://www.bto.org/our-science/wetland-and-marine/soss/projects>
- Burns, A. (2009). Harbor Seal and Spotted Seal, *Phoca vitulina* s and *P. largha*. *Encyclopedia of Marine Mammals (2nd edition)*, 533-542.
- BWEA. (2007). Investigation of Technical and Operational Effects on Marine Radar Close to Kentish Flats Offshore Wind Farm. British Wind Energy Association (BWEA).
- By- Land- og Kirkeministeriet. (2019). *Bekendtgørelse om planlægning for og tilladelse til opstilling af vindmøller*. Hentet fra Retsinformation: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/923>
- Baagøe, H. J., & Jensen, T. S. (2007). *Dansk Pattedyr atlas*. Gyldendal.
- Carlson, T., Hastings, M., & Popper, A. N. (2007). MEMORANDUM - Update on recommendations for Revised Interim Sound Exposure Criteria for Fish during Pile Driving Activities. Department of Transportation (California and Washington).
- CEDA / IADC. (2018). *Dredging for Sustainable Infrastructure*. Den Hague.
- Christensen & Hansen. (2023). *Energistyrelsen*. Hentet fra Flagermus og Havvind: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindmoller_hav/flagermus_og_havvindmoeller_februar_2023.pdf
- Christensen, J., Hansen, H., Rasmussen, P., Nyegaard, T., Eskildsen, D., Clausen, P., . . . Bregnballe, T. (2022). *Systematisk oversigt over Danmarks fugle 1800-2019*. Dansk Ornitologisk Forening.
- Clausen, P., Petersen, I., Bregnballe, T., & Nielsen, R. (2019). *Trækfuglebestande i de danske fuglebeskyttelsesområder, 2004 til 2017*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/TR148.pdf>
- Cook, A., Johnston, A. W., & Burton, N. (2012). A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services. *Project SOSS-02. BTO Research Report No. 618*. Thetford, UK: British Trust for Ornithology.
- COWI. (2014). Ballen Færgehavn, Modellering- og kysthydraulik, Strømmodellering- og sedimentspredningsrapport.
- COWI. (2021). Analyse af ederfugls mulige tilvænning til havvindmøller. Rapport fra COWI A/S til Omø South Nearshore A/S.
- Crichton, & Petrie. (2015). Health complaints and wind turbines: The efficacy of explaining the nocebo response to reduce symptom reporting. *Environmental Research*, 140, s. 449-455.
- CAA. (2013). CAA Policy and Guidelines on Wind Turbines - CAP 764. Hentet fra <https://publicapps.caa.co.uk/modalapplication.aspx?catid=1&appid=11&mode=detail&id=5609>
- Danmarks havplan. (2023). *Danmarks Havplan*. Hentet fra Danmarks Havplan: <https://havplan.dk/da/page/info>
- Danmarks Miljøportal. (2023a). *Miljødata - Marin Vandkemi*. Hentet fra <https://miljoedata.miljoportal.dk/>
- Danmarks Miljøportal. (2023b). Hentet fra Danmarks Arealinformation (miljoportal.dk). Fra april 2023: Danmarks Arealinformation - en del af Danmarks Miljøportal (miljoportal.dk).
- Danmarks Statistik. (04. 10 2020). Drivhus: Drivhisgasregnskab (i CO2-ækvivalenter) efter branche og emissopnstype. *Statistikbanken*.
- Danmarks statistik. (2022). *Kommunedetajler - Kalundborg kommune*. Hentet fra Danmarks statistik: <https://www.dst.dk/da/Statistik/kommunekort/kommunefakta/kommune?kom=326>
- Danmarks Statistik. (2023). *Klima*. Hentet fra Danmarks Statistik: <https://www.dst.dk/da/Statistik/temaer/klima>

- Dansk Scanner information. (2015). *Navigation, radar og satellitter*. Hentet fra Dansk Scanner information: <http://www.dkscan.dk/wrap.php?9>
- DCE & Miljø- og Fødevarerministeriet. (2021). *Overfladevandsdatabasen ODA*. Hentet fra Overfladevandsdatabasen ODA: <https://odaforalle.au.dk/main.aspx>
- DCE. (2018). Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. DCE - Nationalt center for miljø og energi.
- DCE. (2023). *Iltsvind i danske farvande*. Århus: DCE.
- DCE Aarhus Universitet. (2023). *Arter 2021*. Hentet fra Novana: <https://novana.au.dk/arter-2021>
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W., & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *6(293)*, 102-104. *Science*. doi:10.1126/science.1060514
- DFPO & DPPO. (2020). *Fiskeri i tal 2020. TAC og kvoter 2020 og statistik om dansk erhvervsfiskeri*. Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation & Danmarks Pelagiske Producentorganisation.
- DHI. (2000). VVM redegørelse for planlagte sandindvindingsområder på Vestkysten. Kystinspektoret.
- DHI. (2007). Rødsand 2. Waves and Sediment Transport – The Effect of Wind Turbines on Nearshore Waves.
- DHI. (2008a). Havmøller ved Sprogø. Hydrografiske forhold og vandkvalitet. Bidrag til VVM-redegørelse. Udarbejdet for Sund og Bælt.
- DHI. (2008b). Havvindmøller ved Sprogø. Fisk og fiskeri. Bidrag til VVM-redegørelse. Hørsholm: Sund & Bælt.
- DHI. (2013). Coastal Offshore Wind Farms in Danish Waters. Desk Study of Metocean Conditions. Site: Sejerø Bugt. Udarbejdet for Energinet.
- DHI. (2021a). *Risikovurdering af boremudderprodukter*.
- DHI. (2021b). *Sammendrag af risikovurderingen af boremudderprodukter, Baltic Pipe Gasprojekt. Rapport. Supplerende risikovurdering af boremudderprodukter*.
- Diederichs, A., Nehls, G., & Petersen, I. (2022). Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. *23*, 38-46. Seevögel.
- Diertz, C. H. (2007). *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*. A & C Black Publishers Ltd.
- Dietz et al. (2003). Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National environmental Research Institute Technical Report No. 429: 44 pp.
- Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Riget, F., Schack, H., . . . Thomsen, F. (2015). Marine Mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm. Energinet.dk.
- DinGeo. (2023a). *KALUNDBORG C. renseanlæg*. Hentet fra www.dingeo.dk: <https://www.dingeo.dk/renseanlaeg/185160>
- DinGeo. (2023b). *Årbyhus KURSUSCENTER renseanlæg*. Hentet fra www.dingeo.dk: <https://www.dingeo.dk/renseanlaeg/185225>
- DNV. (2023). Jammerland Bay Nearshore Navigational Risk Assessment. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- DOF-basen. (2021). *Dataudtræk per. 30.12.2021*. Hentet fra DOF-basen: <https://dofbasen.dk/>
- Drachmann, J. W. (2021). Pink-footed Goose and Common Crane exhibit high levels of collision avoidance at a Danish onshore wind farm. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, 253-271.
- DTU Vindenergi. (2012). Influence on surfers wind conditions east of the new Hanstholm Harbour\Wind turbine project. DTU.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F. P., & Pihl, S. (1994). Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea. *Report to the European Commission*. Ornis Consult Ltd.

- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., . . . Siebert, U. (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *8. Environmental Research Letters*. doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002
- Ebeling, A., Wippermann, D., Zimmermann, T., Klein, O., Kirchgeorg, T., Weinberg, I., . . . Pröfrock, D. (194 (A) 2023). Investigation of potential metal emissions from galvanic anodes in offshore wind farms into North Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, s. 115396.
- ECHA. (2008). *Voluntary risk assessment reports - Copper and Copper Compounds*. Hentet fra ECHA: <https://echa.europa.eu/da/copper-voluntary-risk-assessment-reports>
- Eero, M. V.-P. (2012). Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *5(6)*, 486-492. *Conservation Letters*.
- Eigaard, O., Bastardie, f., Breen, M., Dinesen, G., Hintzen, N., Laffargue, P., . . . Rijnsdorp, A. (73 (suppl. 1) 2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, s. 27-43.
- Elbranchens Magnetfeltudvalg. (2013). *Vejledning - forvaltning af forsigtighedsprincip ved miljøscreening, planlægning og byggesagsbehandling*. Energinet.
- Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A., . . . Sigsgaard, T. (2023). LUFTKVALITET 2021 - Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark. *Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi(533)*, 148. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR533.pdf>
- Ellermaa, M., & Lindén, A. (2020). Autumn migration in cape Põõsaspea in 2019.
- Elmeros, M., Søgaard, B., Wind, P., & Ejernæs., R. (2021). Kriterier for gunstig bevaringsstatus for udvalgte arter omfattet af EF-habitatdirektivet. *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 21*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- EMODnet. (2023a). *EMODnet Map Viewer*. Hentet fra EMODnet: <https://www.emodnet-geology.eu/map-viewer/>
- EMODnet. (2023b). *EMODnet Humanactivities*. Hentet fra EMODnet: <https://www.emodnet-humanactivities.eu/view-data.php>
- Energinet.dk. (2015). *Vesterhav Nord Havmøllepark. VVM-redegørelse-baggrundsrapport. Radar og radiokæder*.
- Energistyrelsen. (2007). Fremtidens havvindmølleplaceringer 2025 – en vurdering af de visuelle forhold ved opstilling af store vindmøller på havet. Udarbejdet af Birk Nielsen – landskabsarkitekter, for Energistyrelsen.
- Energistyrelsen. (2014). Havmøllepark Horns Rev 3, VVM redegørelse og miljørapport.
- Energistyrelsen. (2018). *8. runde modeltilladelse*. København: Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet.
- Energistyrelsen. (Maj 2022a). Guidelines for underwater noise, Prognosis for EIA and SEA assessments. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/guidelines_for_underwater_noise._prognosis_for_eia_and_sea_assessments_energistyrelsen_maj_2022.pdf
- Energistyrelsen. (2022b). *Energistyrelsens frekvensregister*. Hentet fra Frekvensregisteret: <https://frekvensregister.ens.dk/Search/Search.aspx>
- Energistyrelsen. (2022c). Afgrænsningsudtalelse for Jammerland Bugt Kystnære. Center for vedvarende energi.
- Energistyrelsen. (2023). Guideline for underwater noise. Installation of impact or vibratory driven piles.
- Energistyrelsen. (2024). *Miljøvurdering af planen for Hesselø Havvindmøllepark, delrapport 2*. Hentet fra Hesselø Havvindmøllepark: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindmoller_hav/delrapport_2_miljoerapport_hesseloe_havwindmoelepark.pdf

- Engell-Sørensen, K. (2002). Possible effects of the offshore wind farm at Vindeby on the outcome of fishing The possible effects of the electromagnetic fields and noise. SEAS Distribution A.M.B.A.
- Engell-Sørensen, K., & Skyt, P. (2002). Evaluation of the Effect of Sediment Spill from Offshore Wind Farm Construction on Marine Fish. SEAS Distribution.
- Erbe, & Farmer. (2000). Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *108*, 1332-1340. The Journal of the Acoustic Society of America.
- Erbe, C. (2013). Underwater noise of small personal watercraft (jet skis). *133*, 4, 326-330. The Journal of the Acoustical Society of America. doi:10.1121/1.4795220
- Erbe, C. M. (2019). The effects of ship noise on marine mammals—A review. . *Frontiers in Marine Science*, *6*, 606.
- Erbe, C., Liong, S., Koessler, M., Duncan, A., & Gourlay, T. (2016). Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats. *139*. The Journal of the Acoustical Society of America. doi:10.1121/1.4954411
- Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E., & Embling, C. B. (2019). The effects of ship noise on marine mammals - a review. *6(606)*. *Frontiers in Marine Ecology*.
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 1229 af 03/10/2023). Bekendtgørelse om sejladsikkerhed ved entreprenørarbejder og andre aktiviteter i danske farvande. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2013/1351>
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 55 af 24/01/2012). Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om teknisk forskrift om et trafikovervågnings- og trafikinformationssystem i danske farvande og havne. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2012/55>
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 820 af 26/06/2013). Bekendtgørelse om skibsmeldesystemet BELTREP og sejlads under Østbroen og Vestbroen i Storebælt. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/api/pdf/152520>
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 939 af 27/11/1992). Bekendtgørelse om beskyttelse af søkabler og undersøiske rørledninger. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/1992/939>
- Erhvervsministeriet. (LBK nr 221 af 11/02/2022). Bekendtgørelse af lov om sikkerhed til søs. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2022/221>
- Erhvervsministeriet. (LBK nr 400 af 06/04/2020). Bekendtgørelse af lov om maritim fysisk planlægning. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2016/615>
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; Options for management.
- EU. (1992). RÅDETS DIREKTIV 92 /43 /EØF af 21 . maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>
- EU. (2000). *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*. Hentet fra EUR-LEX - an official website og the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- EU. (19. december 2006). KOMMISSIONENS FORORDNING (EF) Nr. 1881/2006 af 19. december. *Den Europæiske Unions Tidende*.
- EU. (2008a). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-*. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0105>
- EU. (2008b). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske foranstaltninger (havstrategirammedirektivet)*. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal->

- EU. (2009). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2009/147/EF af 30. november 2009 om beskyttelse af vilde fugle*. Hentet fra EUR-Lex - An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02009L0147-20190626>
- EU. (2011). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2011/92/EU af 13. december 2011 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (kodifikation) (EØS-relevant tekst)*. Hentet fra Eur-Lex - An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02011L0092-20140515>
- EU. (2013). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken*. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32013L0039&from=NL>
- EU. (2014a). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2014/52/EU af 16. april 2014 om ændring af direktiv 2011/92/EU om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet*. Europa-parlamentet og rådet for den europæiske union.
- EU. (2014b). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2014/89/EU af 23. juli 2014 om rammerne for maritim fysisk planlægning*. Hentet fra EUR-lex - an official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32014L0089>
- EU. (2020). *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*. Europa-parlamentet og rådet for den europæiske union. Hentet fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- Eurobats. (2019). *Guidance on the conservation and management of critical feeding areas and commuting routes for bats*. Bonn: EUROBATS Publication.
- European Energy. (2019). *Megafon befolkningsundersøgelse i Kalundborg Kommune om holdning til forslaget om en havvindpark i Jammerland Bugt*.
- European Energy. (2021). *Høringssvar – Udpejning af fuglebeskyttelsesområde i Smålandsfarvandet*. Klima-, Energi- og Forsyningsudvalget.
- EVIDA. (2021). *Håndtering af boremudder i forbindelse med blowouts*. Viborg: ENERGINET.
- FeBEC. (2013a). *Fish ecology in Fehmarnbelt. Baseline report. Report no. E4TR0038, 1*. FeBEC.
- FeBEC. (2013b). *Fish Ecology in Fehmarnbelt. Environmental Impact assessment Report. FehmarnBelt A/S*.
- FeBEC. (2013c). *VVM-redegørelse for den faste forbindelse over Femern-Bælt (kyst-kyst). Kapitel 10 - Eksisterende miljømæssige forhold. Femern Sund Bælt*.
- FEBl. (2013). *Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Fauna and Flora - Birds. Birds of the Fehmarnbelt Area - Impact Assessment. Report No. E3TR0015*. København: Femern A/S.
- FEHY. (2013). *Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Marine Water - Baseline Hydrography of the Fehmarnbelt Area. Report no. E1TR0057, 2*.
- Femernreport. (2023). *Regeringen fortsat uafklaret om kattegatforbindelse*. Hentet fra https://femernreport.com/regeringen-er-fortsat-uafklaret-om-kattegatforbindelse/?new_lang_code=da
- FEMM. (2013). *Marine Mammals – Impact Assessment Marine Mammals of the Fehmarn Belt Area. Fehmarnbelt Fixed Link Marine Mammal Services (FEMM)*.
- Finansministeriet. (2022). *Aftale om finansloven for 2022 mellem Regeringen, Socialistisk Folkeparti, Radikale Venstre, Enhedslisten, Alternativet og Kristendemokraterne*. København: Finansministeriet.
- Fiskeristyrelsen. (2021a). *Dataudtræk fra Fartøjsregistret d. 9. juli 2021*. Hentet fra Fiskeristyrelsen.dk: https://dwp.fiskeristyrelsen.dk/fartoejstabel/fartoejssrapport__metode
- Fiskeristyrelsen. (2021b). *Dataudtræk fra Logbogs-registret d. 25. juni 2021*. Hentet fra Fiskeristyrelsen.dk.

- Florin, A. (2005). Flatfishes in the Baltic Sea – a review of biology and fishery with a focus on Swedish conditions. *Finfo*, 14.
- Fog, K., Schmedes, A., & Rosenørn de Lasson, D. (2001). *Nordens padder og krybdyr*. Gads forlag.
- Forsvaret. (2021). *Materiel*. Hentet fra Forsvaret: <https://www.forsvaret.dk/da/materiel2/>
- Forsvarsministeriet. (2004). Rapport vedrørende øget anvendelse af lodser, samt styrket overvågning af sejladsikkerheden. Forsvarsministeriet, Miljøministeriet, Finansministeriet, Udenrigsministeriet, Økonomi- og Erhvervsministeriet.
- Forsvarsministeriet. (2015). Forsvarets materiel of indkøbsstyrelse. Personlig kommunikation med Rasmussen, Lars O.
- Fox, A. &. (2019). *Offshore wind farms and their effects on birds* (Årg. 113). Dansk Orn. Foren. Tidsskr.
- Frandsen ST, J. H.-E. (2009). The making of a second generation wind farm efficiency model complex. *Wind Energy*, 12, 445-458.
- Frankish, C. K.-B.-N. (2023). Ship noise causes tagged harbour porpoises to change direction or dive deeper. . *Marine Pollution Bulletin*, 197, 115755.
- Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O., & Elmeros, M. (2019). Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2019. - Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. *Videnskabelig rapport nr. 340*, 52. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR340.pdf>
- Furness, R., W. H., & Masden, E. (2013). *Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms*. *Journal of Environmental Management* 119: 56-66.
- Fyns Amt. (2005). Regionplan, Kapitel 8.1 – Landskab og geologi. Hentet fra https://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/81landskaboggeologi_low.pdf
- Galatius A. (2017). Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark. Aarhus: Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- Galatius, Kinze, & Teilmann. (2012). Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: evidence of separation based on geometric comparisons.
- Gaultier, S. P., Blomberg, A. S., Ijäs, A., Vasko, V., Vesterinen, E. J., Brommer, J. E., & Lilley, T. M. (2020). Bats and Wind Farms: The role and importance of the baltic sea countries in the european context of power transition and biodiversity conservation. *54(17)*, 10385-10398. *Environ Sci Technol*.
- Geo. (2020). Jammerland Nearshore Wind Farm. Geotechnical Survey. Factual Report. Geo Job 204785.
- Geodatastyrelsen. (2015). Geodatastyrelsens højdemodel. Kortforsyningen.dk. Hentet fra <http://download.kortforsyningen.dk/content/dhm-2007overflade-16-m-grid>.
- GEUS. (2021a). Kort over Danmark. En samling af de væsentligste af GEUS' kort over Danmark. Her kan du finde jordartskort, havbundssedimenter og meget mere. Hentet fra <https://data.geus.dk/geusmap/?lang=da&mapname=denmark#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=-220795.4549611339,5853282.847812833,1335795.454961134,6596717.152187167&layers=havbunds-sediment>
- GEUS. (06. Oktober 2021b). *National boringsdatabase (Jupiter)*. Hentet fra GEUS: <https://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter/adgang-til-data>
- GEUS. (2023). Kort over Danmark. Jordartskort 1:200.000.
- Gibson, R. (1994). Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research*, 32(2), s. 191-206.
- Gibson, R., & Robb, L. (1992). The relationship between body size, sediment grain size and the burying ability of juvenile plaice, *Pleuronectes platessa* L. *40*, 771-778. *Journal of Fish Biology*.
- Gill, J., Sales, D., Pinder, S., & Salazar, R. (2008). *Kentish Flats wind farm 5th ornithological monitoring report*. *Edinburgh*.

- Gilles, A. S. (2011). Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. 157-169. *Endangered Species Research*.
- Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N., C., A. N., ..., & Hammond, P. S. (2023). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published 29 September 2023. 64 pp. <https://tinyurl.com/3ynt6swa>.
- Grahn, & Stigsdotter. (2010). The relation between perceived sensory dimensions of urban green space and stress restoration. *Landscape and urban planning*, 94(3-4), s. 264-275.
- Greve, M. H. (06. 10 2021). *Den Danske Jordklassificering*. Hentet fra DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug: <https://dca.au.dk/forskning/den-danske-jordklassificering/>
- Guillemette, M., Kyed Larsen, J., & Clausager, I. (1998). Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. *NERI Technical Report No. 22*. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Guillemette, M., Larsen, J., & Clausager, I. (1997). Effekt af Tunø Knob vindmøllepark på fuglelivet. *Faglig rapport fra DMU, nr. 209*. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Hall A, T. D. (2009). Gray seal *Halichoerus grypus*. *Encyclopedia of Marine Mammals*, 397, 500-503.
- Hall-Spencer, J. T. (397 2009). Design of Marine Protected Areas on high seas and territorial waters of Rockall Bank. *Marine Ecology Progress Series*, s. 305-308.
- Hammond et al. (2021). Hammond, PS, Lacey, C, Gilles, A, Viquerat, S, Börjesson, P, Herr, H, ... Øien, N. 2021. *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. - Revised version.*
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., . . . Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard survey. *SCANS-III*.
- Hanke, W. R. (2006). Visual fields and eye movements in a harbour seal (*Phoca vitulina*). *Vision Research*, 2804-2814.
- Hansen, J. H. (2021b). Marine områder 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 192.
- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2021a). *Marine områder 2019*. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Hansen, J. W., & Rytter, D. (2021). *Iltsvind i danske farvande 26. august – 22. september 2021*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Hansen, J., & Høgslund, S. (2023). Marine områder 2021. NOVANA. *Videnskabelig rapport fra DCE nr. 529*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf>
- havfriluftsliv.ku.dk. (2023). www.havfriluftsliv.ku.dk. Københavns Universitet.
- Havmølleudvalget. (2012). Kystnære havmøller i Danmark. Screening af havmølleplaceringer indenfor 20 km fra kysten. *Udkast til offentlig høring*.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2015). Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Hentet fra <https://www.havochvatten.se/download/18.39e6d68414ca353051f2d15d/1>
- Heinänen, S. Ž. (2020). Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research*. Hentet fra <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104989>
- Hermanssen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., & Madsen, P. (2014). High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *136(4)*, 1640-1653. *J Acoust Soc Am*. doi:10.1121/1.4893908
- Herr, H., Scheidat, M., & Siebert, U. (2005). Distribution of harbour porpoise (*Phocoena Phocoena*) in relation to density of sea traffic.

- Hjorth, et al. (2016). *Farlighedsscreening og farlighedsvurdering af kemikalier anvendt ved udvinding af skiffergas*.
- Hjorth, R. e. . (2016). *Farlighedsscreening og farlighedsvurdering af kemikalier anvendt ved udvinding af skiffergas*.
- Hoffmann, E., Astrup, J., Larsen, F., Munch-Petersen, S., & Støttrup, J. (2000). Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. *Baggrundsrapport nr. 24. ELSAMPROJEKT. DFU-rapport 117-02*. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Holm, T., Clausen, P., Nielsen, R., Bregnballe, T., Petersen, I., Mikkelsen, P., & Bladt, J. (2018). Fugle 2018. NOVANA. *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 261*, 136. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR261.pdf>
- Holm, T., Nielsen, R., Clausen, P., T., B., Clausen, K., Petersen, I., . . . & Bladt, J. (2021). *Fugle 2018-2019*. NOVANA. arhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 350 s. - Videnskabelig rapport nr. 420. <http://dce2.au.dk/pub/SR420.pdf>.
- Houmark-Nielsen, M., & Sjørring, S. (1991). *Om istiden i Danmark*. København: Geologisk Centra-linstitut.
- Hutterer, R., Ivanova, T., Meyer-Cords, C., & Rodrigues, L. (2005). *Bat Migrations in Europe: A Review of Banding Data and Literature*. Bonn, Germany: Federal Agency for Nature Conservation.
- Hüssy, K. (2011). Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *68(7)*, 1459-1471. *Journal of Marine Science*.
- Hüssy, K., Eero, M., & Radtke, K. (2018). Faster or slower: has growth of eastern Baltic cod changed? *14*, 598-609. *Mar Biol Res*.
- Härkönen, T. B., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO Scientific Publications*, *6*, s. 57-68.
- Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., . . . Thompson, P. (2006). A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics. A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics.
- Høreforeningen. (2024). *Viden om støj. Lydniveauer*. Hentet fra <https://hoeforeningen.dk/viden-om/stoej/lydniveauer/>
- Håkansson, & Pedersen. (1992). Geologisk kort over den danske undergrund. *Tidskriftet Varv*.
- Haarder, S., Kania, P., Galatius, A., & K., B. (2014). Increased contraecum osculatum infection in Baltic cod (*Gadus morhua*) livers (1982–2012) associated with increasing grey seal (*Halichoerus gryphus*) populations. *50*, 537-543. *J Wildl Dis*.
- ICES. (2007). Report of the ICES/BSRP Workshop on Recruitment of Baltic Sea herring stocks (WKHRPB). WKHRPB Workshop 27 February – 2 March, Hamburg, Germany. *ICES CM 2007/BCC:03*. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- ICES. (2019). Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD). *1(52)*. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- ICES. (2020a). Baltic Sea ecoregion - Ecosystem overview. I Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, section 4.1. doi:<https://doi.org/10.17895/ices.advice.7635>
- ICES. (2020b). Baltic Sea ecoregion – Fisheries overview. I Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, section 4.2. doi:<https://doi.org/10.17895/ices.advice.7607>
- ICES. (2021a). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea and Greater North Sea ecoregions. Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 20–24, spring spawners (Skagerrak, Kattegat, and western Baltic).
- ICES. (2021b). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Greater North Sea ecoregion. Cod (*Gadus morhua*) in Subdivision 21 (Kattegat). International Council for the Exploration of the Sea.

- ICES. (2021c). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea ecoregion. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea).
- ICES. (2021d). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea ecoregion. Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivision 22-32 (Baltic Sea).
- ICNIRP. (2010). Guidelines for limiting exposure to time-varying electric and magnetic fields (1Hz to 100 kHz). *International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection (ICNIRP)*, 99(6), 818-836. Health Physics.
- Ijäs, A., Kahilainen, A., Hilainen, A., Vasko, V., & Lilley, T. (2017). Evidence of the Migratory Bat, *Pipistrellus nathusii*, Aggregating to the Coastlines in the Northern Baltic Sea. *Acta Chiropterologica*, 19, s. 127.
- IMO. (2002). Guidelines for Formal Safety Assessment (FSA) for use in IMO rule-making process. *International Maritime Organization (IMO)*.
- Institut for ecoscience . (2019). *Den Danske Rødliste*. Hentet fra Institut for ecoscience : <https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/temasider/redlistframe>
- ITAP. (2024). Jammerland Bay Near Shore Wind Farm - Modeling of underwater noise emissions during construction pile-driving work. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- IUCN. (1996). The IUCN Red List of Threatened Species 1996. - *Gadus morhua*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Jacobsen, E., & Petersen, B. (2008). Forsøgsvindmøller ved Frederikshavn – Undersøgelse vedrørende fouragerende Splitterner i farvandet syd for Hirsholmene 2008. Rapport til DONG Energy A/S udarbejdet af Orbicon A/S.
- Jepsen, P. U. (2005). Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. *J.nr. SN 2001-361-0004*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Johnson, D. &. (1982). Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of environmental Contermination and Toxicology*, 29, s. 261-267.
- Johnston, A. C. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *J Appl Ecol*, s. 31-41. Hentet fra <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12191>
- Johnston, A., Cook, A., Wright, L., Humphreys, E., & Burton, N. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. 51, 31-41. *Journal of Applied Ecology*.
- Kalmijn, A. (1982). Electric and magnetic field detection in elasmobranch fishes. *Science*, 218, s. 916-918.
- Kalundborg Kommune. (2010). Vindmøller ved Lerchenborg – Miljørapport med VVMreddegørelse. . Udarbejdet af Kalundborg Kommune.
- Kalundborg Kommune. (2013). Landskabskarakterbeskrivelser. Kalundborg Kommune Teknik og miljø.
- Kalundborg Kommune. (2014). Solcelleanlæg ved Lerchenborg - Miljørapport og VVMreddegørelse, Forslag til Kommuneplantillæg nr. 2, Forslag til Lokalplan nr. 561. Udarbejdet af Kalundborg Kommune.
- Kalundborg Kommune. (2015). Forskrift for udførelse af midlertidige bygge- og anlægsaktiviteter. Kalundborg Kommune - Plan, Byg og Miljø.
- Kalundborg Kommune. (2017). *Kommuneplan 2017-2028*. Hentet fra Kommuneplan 2017-2028: <https://kp2017.kalundborg.dk/>
- Kalundborg Kommune. (2018). Strategisk Energiplan 2035. Hentet fra https://kp2021.kalundborg.dk/media/1907/strategisk_energiplan_2035.pdf
- Kalundborgsportsfiskerforening. (2023). *Kalundborgsportsfiskerforening.com*. Hentet fra Kalundborgsportsfiskerforening.com: <https://www.kalundborgsportsfiskerforening.com/>
- Kastelein et al, .. (2012). Temporary threshold shift and recovery in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132(5), 3525-3537.

- Kastelein, R. A., Gransier, R., Marijt, M. a., & Hoek, L. (2015). *Journal of the Acoustical Society of America* 137:556-564.
- Kattegatforbindelsen. (2022). *Forundersøgelse af en fast forbindelse over Kattegat offentliggjort*. Hentet fra Nyheder: <https://kattegat.dk/nyheder/>
- Kayser, B., & Jensen, F. P. (2022). Efterårstræk af havdykænder ved Gedser Odde 2009-20. 116, 9-16. Dansk Orn. Foren. Tidsskr.
- KGM 3D Technology. (2021). *Flykort*. Hentet fra FlyKort.dk: <https://flykort.dk/>
- Kinze, C. (1990). The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*, L., 1758) stock identification and migration patterns in Danish and adjacent waters. . *Ph.D. University of Copenhagen*.
- Kirchgeorg, T., Weinberg, I., Hörnig, M., Baier, R., Schmid, M., & Brockmeyer, B. (2018). Emissions from corrosion protection systems of offshore wind farms: Evaluation of the potential impact on the marine environment. 136, 257-268. *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.08.058
- Kirkeministeriet. (LBK nr 1157 af 01/07/2020). Bekendtgørelse af lov om planlægning. *Planloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/1157>
- Kjær (Red.), A. B.-L. (2023). *Opdatering af: Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets Bilag IV - Videnskabelig Rapport nr. 520*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Kjær, C. (2023). *Opdatering af: Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets Bilag IV. . Videnskabelig rapport nr. 520*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. (BEK nr 1476 af 13/12/2010). Bekendtgørelse om konsekvensvurdering vedrørende internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter ved projekter om etablering m.v. af elproduktionsanlæg og elforsyningsnet på havet.
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. (LBK nr 1791 af 02/09/2021). Bekendtgørelse af lov om fremme af vedvarende energi. *VE-loven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/1791>
- Korsgaard, K., Olrik, M., & Mandrup, P. (. (2007). *Fiskerilære*.
- Krijgsveld, K. F. (2011). *Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Flux, flight altitude and behaviour of flying birds*. NoordzeeWind.
- Krijgsveld, K., Fijn, R., Japink, M., Horssen, P. v., Heunks, C., Collier, M., . . . Dirksen, S. (2011). *Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Flux, flight altitude and behaviour of flying birds*. Report nr.: 10-219 / OWEZ_R_231_T1_20111110_flux&flight. Commissioned by NoordzeeWind. Bureau Waardenburg bv, The Netherlands. .
- Kristensen, L., Støttrup, J., Andersen, S. K., & Degel, H. (2014). Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber. Nøglefiskerrapport 2011-2013. *DTU Aqua-rapport nr. 286-2014*. Charlottenlund: Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Kristensen, L., Støttrup, J., Svendsen, J., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O., & Grønkjær, P. (2017). Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. 1-8. *Fisheries Management and Ecology*. doi:10.1111/fme.12235 2017
- Krog & Carl. (2023). *Atlas over danske saltvandsfisk*. Hentet fra Fiskeatlas: https://fiskeatlas.ku.dk/artstekster/Stavsild_Fiskeatlas.pdf
- KU. (2021). *FiskeAtlas. Københavns Universitet (KU)*. Statens Naturhistoriske Museum.
- Kulturministeriet. (BEK nr 333 af 25/02/2021). Bekendtgørelse om museer mv. *Museumsloven*.
- Kulturministeriet. (LBK nr 358 af 08/04/2014). Bekendtgørelse af museumsloven. *Museumsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2014/358>
- Kyhn, L., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J., Tougaard, J., & Mikaelson, M. (2021). Geotekniske og geofysiske forundersøgelser til Energiø Østersø. Vurdering af påvirkning på havpattedyr. *Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi*.

- Kystdirektoratet. (2023). *Kystatlas*. Hentet fra Kystatlas:
<https://kms.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=8669133b3f4842b7a9a19fb24b08ffd5>
- Köster, F., Möllmann, C., Neuenfeldt, S., Vinther, M., John, M. S., Tomkiewicz, J., . . . Schnack, D. (2003). Fish stock development in the Central Baltic Sea (1976-2000) in relation to variability in the environment. *ICES Marine Science Symposia*, 219, s. 294-306.
- Ladenburg, & Lutzner. (2012). The economics of visual disamenity reductions of offshore wind farms - review and suggestions from an emerging field.
- Leonhard, S., Stenberg, C., & Støttrup, J. (2011). Effect of the Horns Rev 1 offshore wind farm on fish communities. Follow-up seven years after construction. *DTU Aqua Report nr. 246-111*. Charlottenlund: DTU Aqua.
- Leonhard, S., Stenberg, C., Støttrup, J., van Deurs, M., Christensen, A., & Pedersen, J. (2013). Fish - Benefits from offshore wind farm development. I Danish offshore wind. Key environmental issues - a follow-up. Energistyrelsen, Naturstyrelsen, DONG Energy, Vattenfall.
- Leopold, M., Bemmelen, v. R., & Zuur, A. (2012). Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. *IMARES Report number C151/12*.
- Limpens, H., Lagerveld, S., & I. Ahlén, E. A. (2017). Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. *Rapport 2016.031*. Zoogdierverseniging (Dutch Mammal Society), Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Lockyer, C., & Kinze, C. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. 143-176. NAMMCO Sci. Publ. doi:<https://doi.org/10.7557/3.2745>
- Lystfiskeri.dk. (2023). *lystfiskeri.dk*. Hentet fra lystfiskeri.dk: www.lystfiskeri.dk
- Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: Implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309, s. 279-295. doi:10.3354/meps309279
- Marine industry group (MIG-Birds). (2022). *Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments*.
- MarLIN. (2023). *The Marine Life Information Network*. Hentet fra MarLIN: <https://www.marlin.ac.uk/>
- Masden, E., Haydon, D., Fox, A., Furness, R., Bullman, R., & Desholm, M. (2009). Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science*, 66, s. 746-753.
- May, R. N. (2011). *Collision risk in white-tailed eagles. Modelling kernel-based collision risk using satellite telemetry data in Smøla wind power plant*. NINA.
- Meltofte, H. (1993). Vadefugletrækket gennem Danmark. 87(1-2). Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift.
- Messieh, S. (1981). Possible impact of sediment from dredging and spil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. *Canadian Technical Report of Fishery and Aquatic Science*, 1008, s. 1-37.
- Mikkelsen, L., Mouritsen, K., Dahl, K., Teilmann, J., & Tougaard, J. (2013). Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. 481, 239-248. *Marine Ecology Progress Series*. doi:10.3354/meps10260
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2016). *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland*. Styrelsen for Vand-og Naturforvaltning. Hentet fra <https://mst.dk/media/122171/revideret-vandomraadeplan-sjaelland-d-28062016.pdf>
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2019a). Danmarks Havstrategi II - Fokus på et godt havmiljø. Hentet fra https://mim.dk/media/216848/danmarks_havstrategi_ii_dk.pdf
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2019b). Danmarks Havstrategi II Første del - God miljøtilstand - Basisanalyse - Miljømål. Hentet fra

https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Natur/Havstrategi/HSII_foerste_del_-_endelig_udgave.pdf

MiljøGIS. (2023). *MiljøGIS for vandområdeplaner 2021-2027*. Hentet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>.

Miljøministeriet. (2007). *Vejledning om landskabet i kommuneplanlægningen*. Hentet fra Naturstyrelsen: <https://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Vejledningenilandskab1.pdf>

Miljøministeriet. (2021). *Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027*. København: Departementet.

Miljøministeriet. (2023). *Danmarks Havstrategi II. Tredje del. Indsatsprogram*. København: Miljøministeriet Departementet.

Miljøministeriet. (Juni 2023). *Vandområdeplanerne 2021-2027. ISBN: 978-87-91824-01-2*. Hentet fra <https://mim.dk/media/235114/vandomraadeplanerne-2021-2027.pdf>

Miljøministeriet. (2023). *Vandområdeplanerne 2021-2027. Findes her: <https://mim.dk/media/235205/vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf>*.

Miljøministeriet. (BEK nr 135 af 07/02/2019). Bekendtgørelse om støj fra vindmøller. *Vindmøllebekendtgørelsen*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/135>

Miljøministeriet. (BEK nr 1472 af 12/12/2017). Bekendtgørelse om vurdering og styring af luftkvaliteten. *Luftkvalitetsbekendtgørelsen*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/accn/B20170147205>

Miljøministeriet. (BEK nr 1625 af 19/12/2017). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1625>

Miljøministeriet. (BEK nr 2091 af 12/11/2021). Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. *Habitatbekendtgørelsen*.

Miljøministeriet. (BEK nr 449 af 11/04/2019). Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter. *Indsatsbekendtgørelsen*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/449>

Miljøministeriet. (BEK nr 521 af 25/03/2021). Bekendtgørelse om fredning af visse dyre- og plantearter og pleje af tilskadekommet vildt. *Artfredningsbekendtgørelsen*.

Miljøministeriet. (BEK nr 796 af 13/06/2023). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/796>

Miljøministeriet. (BEK nr 796 af 13/06/2023). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1625>

Miljøministeriet. (BEK nr 844 af 23/06/2017). Bekendtgørelse om miljøregulering af visse aktiviteter.

Miljøministeriet. (LBK nr 1161 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om havstrategi. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1161>

Miljøministeriet. (LBK nr 1165 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om beskyttelse af havmiljøet.

Miljøministeriet. (LBK nr 1217 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om vandløb. *Vandløbsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1217>

Miljøministeriet. (LBK nr 1218 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse. *Miljøbeskyttelsesloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1218>

Miljøministeriet. (LBK nr 126 af 26/01/2017). Bekendtgørelse af lov om vandplanlægning. *Lovbekendtgørelse*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/126>

Miljøministeriet. (LBK nr 1392 af 04/10/2022). Bekendtgørelse af lov om naturbeskyttelse. *Naturbeskyttelsesloven*.

Miljøministeriet. (LBK nr 282 af 27/03/2017). Bekendtgørelse af lov om forurennet jord. *Jordforureningsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/282>

Miljøministeriet. (LBK nr 315 af 28/03/2019). Bekendtgørelse af lov om skove. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/315>

Miljøministeriet. (LBK nr 4 af 03/01/2023). Bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer og af konkrete projekter (VVM). *Miljøvurderingsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/4>

Miljøministeriet. (LBK nr 5 af 03/01/2023). Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse. *Miljøbeskyttelsesloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/5>

Miljøstyrelsen. (1984). Vejledning nr. 5 - Ekstern støj fra virksomheder.

Miljøstyrelsen. (1993). Beregning af ekstern støj fra virksomheder. 5. Hentet fra https://mst.dk/media/183328/1993_miljoestyrelsen_vejledning_nr5-rev-reflab_2014.pdf

Miljøstyrelsen. (2001). *Boringer*. København: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen. (2001). *Grundlæggende geologi og grundvand. Prøvepumpning*. Hentet fra <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-818-6/html/kap03.htm>

Miljøstyrelsen. (2015). Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. *Environmental project No. 1793, 2015*. Hentet fra <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2015/10/978-87-93352-80-3.pdf>

Miljøstyrelsen. (2020). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet - Datablad over 4-tert-nonylphenol. Findes her:.

Miljøstyrelsen. (2020). *Habitatvejledningen. til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Vejledning nr. 48.* .

Miljøstyrelsen. (2020a). Danmarks Havstrategi II Anden del - Overvågningsprogram. Miljøstyrelsen. Hentet fra https://mst.dk/media/225665/hsd_ii_anden_del_overvaagningsprogram_2020-26.pdf

Miljøstyrelsen. (2020b). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Centrale Storebælt og Vresen. Natura 2000-område nr. 116. Habitatområde H100. Fuglebeskyttelsesområde F73 og F98.

Miljøstyrelsen. (2020c). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Stavns Fjord, Samsø Østerflak og Nordby Hede. Natura 2000-område nr. 55. Habitatområde H51. Fuglebeskyttelsesområde F31.

Miljøstyrelsen. (2020d). Natura 2000-basisanalyse. Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesbjerg og Bollinge Bakke. Natura 2000-område nr. 154. Habitatområde H135 og H244. Fuglebeskyttelsesområde F94 og F99.

Miljøstyrelsen. (2020e). Forvaltningsplan for sæler. Miljø- og Fødevarerministeriet.

Miljøstyrelsen. (2021a). *MiljøGIS for marine og grundvands tilstandsdata juli 2021*. Hentet fra MiljøGis: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3tilstand2021>

Miljøstyrelsen. (2021b). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Skælskør Fjord og havet og kysten mellem Agersø og Glænø. Natura 2000-område nr. 162. Habitatområde H143. Fuglebeskyttelsesområde F95 og F96.

Miljøstyrelsen. (2021c). Støj fra vindmøller - Vejledning fra Miljøstyrelsen. 51. Miljøstyrelsen. Hentet fra <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2021/02/978-87-7038-275-5.pdf>

Miljøstyrelsen. (2021d). Natura 2000-plan 2022-2027. Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord. Natura 2000-område nr. 166. Habitatområde H195. Hentet fra <https://mst.dk/media/232832/n166-natura-2000-plan-2022-27.pdf>

Miljøstyrelsen. (2021e). Natura 2000-plan 2022-2027. Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesbjerg og Bollinge Bakke. Natura 2000-område nr. 154. Habitatområde H135 og H244. Fuglebeskyttelsesområde F94 og F99. Hentet fra <https://mst.dk/media/232826/n154-natura-2000-plan-2022-27.pdf>

- Miljøstyrelsen. (2021f). Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken. Natura 2000-område nr. 157. Habitatområde H138. Fuglebeskyttelsesområde F100.
- Miljøstyrelsen. (2021g). Natura 2000-plan 2022-2027. Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø. Natura 2000-område nr. 109. Habitatområde H93. Fuglebeskyttelsesområde F177.
- Miljøstyrelsen. (2021h). Natura 2000-plan 2022-2027. Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand. Natura 2000-område nr. 107. Habitatområde H91.
- Miljøstyrelsen. (2021i). Natura 2000-plan 2022-2027. Ryggen. Natura 2000-område nr. 196. Habitatområde H172.
- Miljøstyrelsen. (2021j). *Vandplandata*. Hentet fra Vandplandata: <https://vandplandata.dk/vp3hoering2021/vandomraade/kystvande/DKCOAST204>
- Miljøstyrelsen. (2022a). *Natura 2000 Basisanalyse 2022-2027 Kortgrundlag*. Hentet fra MiljøGIS: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=natura2000planer3h2021>
- Miljøstyrelsen. (2022b). *Røsnæs - Juryens begrundelse*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/friluftsliv/danmarks-naturkanon/roesnaes/>
- Miljøstyrelsen. (2023a). MiljøGIS - Indvindingsområder og efterforskningsområder.
- Miljøstyrelsen. (2023b). *Faglige kriterier for opdatering af habitatområdernes udpegningsgrundlag for habitatarter i 2019*. Hentet fra Miljøstyrelsen: https://edit.mst.dk/media/v4mlkoic/kriterier_habitatarter-2019_2.pdf
- Miljøstyrelsen. (2023b). *Natura 2000-planer*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/natur-vand/natur/natura-2000/natura-2000-planer/>
- Miljøstyrelsen. (22. 05 2023c). *Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/miljoekvalitetskriterier/>
- Miljøstyrelsen. (2023d). Det Marine Råstofindberetningssystem - MARIS.
- Miljøstyrelsen. (2023e). *MiljøGIS for basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027*. Hentet fra MiljøGIS: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3basis2019>
- Miljøstyrelsen. (2023f). *Luft*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/luft-stoej/luft/>
- Miljøstyrelsen. (2023k). *Vandplandata - kystoplande*. Hentet fra <https://vandplandata.dk/vp3endelig2022/opland>.
- Miller, L. (2013). Echolocation by the harbor porpoise: life in coastal waters. *Frontiers in Physiology*, 1-6.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. (BEK nr 1514 af 05/12/2017). Bekendtgørelse om føring af logbog mv. *Logbogsbekendtgørelsen*.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. (LBK nr 205 af 01/03/2023). Bekendtgørelse af lov om fiskeri og fiskeopdræt (fiskeriloven). *Fiskeriloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2023/205>
- Moore, P. (1991). Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15, s. 225-363.
- MPA & BMAPA. (2010). Dealing with munitions in marine sediments. *the Mineral Products Association (MPA) and British Marine Aggregate Producers Association (BMAPA)*. The Crown Estate on behalf of the Marine Estate. Hentet fra <https://bmapa.org/documents/Dealing-with-munitions-in-marine-sediments.pdf>
- Museum Vestsjælland. (19. 10 2021). Udtalelse/orientering jf. museumslovens §23 vedr. VVM for Jammerland Bugt Havvindmøllepark. (W. Danmark, Interviewer)
- Muus, B., & Nielsen, J. (2006). *Havfisk og fiskeri i Nordvesteuropa*. København: Gyldendal.
- Møhlenberg, F. (2013). Udredning i forhold til kommende miljøgodkendelser - sedimentundersøgelser ved danske havbrug. DHI for Dansk Akvakultur.

- Møller, J., Baagøe, H., & Degn, H. (2013). Forvaltningsplan for flagermus. Beskyttelse og forvaltning af de 17 danske flagermusarter og deres levesteder. Naturstyrelsen.
- Nabe-Nielsen, J., Beest, F. M., Grimm, V., Sibly, R. M., Teilmann, J., & Thompson, P. M. (2018). Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conservation Letters*, 11(5). doi:<https://doi.org/10.1111/conl.12563>
- Natural England. (2014). Response to Hornsea Project Two Wind Farm pre-application consultation under Section 42 of the Planning Act 2008 (the "2008 Act").
- NCC. (2023). CLIMATE DECLARATION FOR AGGREGATES FROM COPENHAGEN, TERMINAL FOR MARINE AGGREGATES. AVEDØRE. Hentet fra <https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/e1d3d52f-77d6-405b-a5d1-db977b5d4490/Data>
- Nedwell, J., Turnpenny, A., Lovell, J., Parvin, S., Workman, R., Spinks, J., & Howell, D. (2007). A validation of the dB ht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. *Subacoustech Report No 534R1231*. Subacoustech.
- Neumann, V., Köster, F., & Eero, M. (2017). Fish egg predation by Baltic sprat and herring: do species characteristics and development stage matter? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(10). doi:10.1139/cjfas-2017-0105
- Newcombe, C., & Jensen, J. (1996). Channel Suspended Sediment and Fisheries: A Synthesis for Quantitative Assessment of Risk and Impact. *North American Journal of Fisheries Management*, 4(16), s. 693-727.
- Newcombe, C., & MacDonald, D. (1991). Effects of suspended sediment on aquatic ecosystems. *N Am J Fish Manag*, 11, s. 72-82.
- Nielsen, E. (1997). Influence of the environment on the sole (*Solea solea*) recruitment in the Kattegat. Preliminary results. *ICES CM 1997/EE:04*. ICES.
- Nielsen, E., Bagge, O., & MacKenzie, B. (1998). Wind-induced transport of plaice (*Pleuronectes platessa*) early life-history stages in the Skagerrak-Kattegat. 39.
- Nielsen, J. R., Bastardie, F., Bekkevold, D., Worsøe Clausen, L., Huwer, B., Hüsey, K., . . . Gröhsler, T. (2011). Fish and Fisheries Investigations - Status Report. Fehmarn Belt.
- Nielsen, R. H. (2023). *Fugle 2020-2021*. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©.
- Nielsen, R., Holm, T., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K., Petersen, I., . . . J., B. (2023). *Fugle 2020-2021*. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR531.pdf>
- NIRAS & Kalundborg Kommune. (2008). Forslag til lokalplan nr. 500 for Kalundborg Ny Vesthavn. Kalundborg Kommune.
- NIRAS. (2012). Desk study UXO Kriegers Flak. Offshore wind farm site. Udarbejdet for Energinet.
- NIRAS. (2015a). Bornholm Havmøllepark, VVM-redegørelse. Udarbejder for Energinet.
- NIRAS. (2015b). Vesterhav Nord off shore wind farm, EIA - Technical report, Underwater noise modelling. *Draft ver. 02*. Udarbejdet for Energinet.
- NIRAS. (2015e). Kriegers Flak Havmøllepark - Luftforurening - VVM-redegørelse Teknisk baggrundsrapport. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/kriegers_flak_havmoellepark_vvm_luftforurening_baggrundsrapport.pdf
- NIRAS. (2020). *Seaduck Assessment - Omø Syd and Jammerland Bugt Offshore Windfarms*. Energistyrelsen.
- NIRAS. (2021a). Aflandshage, Tamarapport om geotekniske og geofysiske undersøgelser.
- NIRAS. (2021b). Aflandshage Vindmøllepark, Miljøkonsekvensrapport. HOFOR Vind A/S.

- NIRAS. (2021c). Baggrundsrapport for Emissioner og Klima - Aflandshage Vindmøllepark. WAHA01-GEN-PRO-05-000009. HOFOR VIND A/S. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/baggrundsrapport_-_emissioner.pdf
- Normandeau, E., Tricas, T., & Gill, A. (2011). Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species. *OCS Study BOEMRE 2011-09*. Camarillo, Pacific OCS Region: U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement.
- NOVANA. (2022a). <https://novana.au.dk/arter/arter-2016/pattedyr/graasael>.
- NOVANA. (2022b). *Spættet sæl*. Hentet fra NOVANA: <https://novana.au.dk/arter/arter-2016/pattedyr/spaettet-sael/>
- NOAA. (2016). Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing-Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- NOAA. (2018). Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. National Marine Fisheries Service - U.S. Dept.
- Ojaveer, E. (1981). Marine pelagic fish in the Baltic Sea. I A. Voipio (Red.), *The Baltic Sea* (Årg. 30, s. 276-292). Elsevier Oceanography Series.
- Orbicon & Royal Haskoning. (2012). Horns Rev 3 - Hydrography, sediment spill, water quality, geomorphology and coastal morphology.
- Orbicon & Royal Haskoning. (2017). Jammerland Bay Nearshore A/S, Hydrography and sediment spill. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- Orbicon | WPS. (2020a). *Vesterhav Nord vindmøllepark, Miljøkonsekvensrapport*. Vattenfall. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/vesterhav_nord_miljoekonsekvensrapport.pdf
- Orbicon | WSP. (2020b). *Vesterhav Syd vindmøllepark - Miljøkonsekvensrapport*. Vattenfall. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/vesterhav_syd_miljoekonsekvensrapport.pdf.
- Orbicon. (2008). *Havvindmøllepark ved Sprogø – Konsekvensvurdering for fugle. Rapport til Sund & Bælt Holding A/S. Orbicon A/S.*
- Orbicon. (2014a). Geofysisk teknisk notat. Udarbejdet for Omø South Nearshore A/S.
- Orbicon. (2014b). *Havmøllepark Horns Rev 3 - VVM redegørelse del 2*. Udarbejdet for Energistyrelsen og Naturstyrelsen.
- Orbicon. (2014c). *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Fish Ecology Technical Report no. 5*. Udarbejdet for Energinet.
- Orbicon. (2014d). *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Technical report no. 7. MARINE MAMMALS*. Udarbejdet for Energinet.
- Orbicon. (2014e). *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Benthic habitats and communities*. Hentet fra Energistyrelsen: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/benthic_habitats_and_communities_v3_incl_appencices.pdf
- Orbicon. (2016). *Omø Syd kystnær Havmøllepark. VVM - Vurdering af virkninger på miljøet og miljørapport*. Udarbejdet for Omø South Nearshore A/S.
- Orbicon. (2017a). Jammerland Bay Nearshore A/S. Geofysisk teknisk notat. *vedlagt som baggrundsrapport*.
- Orbicon. (2017b). Jammerland Bay Nearshore A/S. Marinbiologisk baseline. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- Orbicon. (2018a). Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. VVM - Vurdering af virkninger på miljøet.
- Orbicon. (2018b). Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark: Teknisk baggrundsrapport. Påvirkninger af trækkende, rastende og ynglende fugle. *vedlagt som baggrundsrapport*.

- Ordtek. (2013). Unexploded Ordnance Desk Based Study with Risk Assessment. Sejerø Bugt Offshore Wind Farm. Udarbejdet for Energinet.dk.
- Ordtek. (2023). *Ordtek Mine Map*. Hentet fra Ordtek: <https://ordtek.com/mine-map/>
- OSPAR. (2005). Hentet fra http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00235/p00235_ce
- OSPAR. (2009). Trend analysis of maritime human activities and their collective impact on the OSPAR maritime areas. *Biodiversity Series*. OSPAR.
- OSPAR. (2020). 2019 updated Audit trail of OSPAR EACs and other assessment criteria used to distinguish. OSPAR.
- Ovesen, N. (2013). *Lærebog i Geoteknik, 2. udgave*. Polyteknisk forlag.
- Petereit, C., & Franke, A. (2011). Fish Communities. I *FEBEC, 2011. Fehmarnbelt Fixed Link EIA*. Femern A/S.
- Petersen et.al. (2006). *Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. Commissioned by DONG Energy and Vattenfall A/S. Danmarks Miljøundersøgelser*.
- Petersen, I., & Nielsen, R. (2011). Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. *National Environmental Research Institute*. Aarhus, Denmark: Report commissioned by Vattenfall A/S.
- Petersen, I., Nielsen, R., & Clausen, P. (2016). Vurdering af IBA'er (Important Bird Areas) i relation til fuglebeskyttelsesområder - med særligt henblik på marine arter og områder. *Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 202*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/TR202.pdf>
- Petersen, I., Nielsen, R., Pihl, S., Clausen, P., Therkildsen, O., Christensen, T., . . . Hounisen, J. (2010). Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark vinteren 2007/2008. *Arbejdsrapport fra DMU nr. 261*. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Petersen, I., Sterup, J., & Nielsen, R. (2019). Optællinger af vandfugle i den danske del af Nordsøen og Skagerrak, april og maj 2019. *Teknisk rapport nr. 158, 26*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/TR158.pdf>
- Pihl, L., & Wennhage, H. (2002). Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *J Fish Biol*, 61, 148-166.
- Pikist. (2022). <https://www.pikist.com/free-photo-inuja/download/da>.
- Plan- og Landdistriktsstyrelsen. (2021). *kort.plandata.dk*. Hentet fra [Plandata.dk: https://kort.plandata.dk/spatialmap](https://kort.plandata.dk/spatialmap)
- Popov, V. V., Ya., S. A., D., W., K., W., L., D., & S., a. W. (2011). Noise-induced temporary threshold shift and recovery in Yangtze finless porpoise *Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., . . . Tavolga, N. W. (2014). Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. *ASA S3/SC1.4 TR-2014*. Springer Cham. doi:<https://doi.org/10.1007/978-3-319-06659-2>
- Popper, A., & Hastings, M. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 3(75), 455-489.
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketzler, M., . . . Sørensen, M. (2018a). Long-term exposure to wind turbine noise and redemption of antihypertensive medication: A nationwide cohort study. *Environ Int*, 121, 207-215. doi:10.1016/j.envint.2018.08.054
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketzler, M., . . . Sørensen, M. (2018b). Long-term exposure to wind turbine noise at night and risk for diabetes: A nationwide cohort study. *Environ Res*, 145, 40-45. doi:10.1016/j.envres.2018.03.040

- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2018c). Pregnancy exposure to wind turbine noise and adverse birth outcomes: a nationwide cohort study. *Environ Res*, *167*, 770-775. doi:10.1016/j.envres.2018.09.011
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2018d). Short-term nighttime wind turbine noise and cardiovascular events: A nationwide case-crossover study from Denmark. *Environ Int*, *114*, 160-166. doi:10.1016/j.envint.2018.02.030
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2019a). Impact of Long-Term Exposure to Wind Turbine Noise on Redemption of Sleep Medication and Antidepressants: A Nationwide Cohort Study. *Environ Health Perspect*, *127*(3). doi:10.1289/EHP3909
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2019b). Long-Term Exposure to Wind Turbine Noise and Risk for Myocardial Infarction and Stroke: A Nationwide Cohort Study. *Environ Health Perspect*, *127*(3). doi:10.1289/EHP3340
- Prado, J., & Dremiere, P. (1990). *Fisherman's workbook*. Rome: FAO, Fisheries Department.
- RABC & CanWEA. (2020). Technical Information and Coordination Process Between Wind Turbines and Radiocommunication and Radar Systems.
- Rajasilta, M., Eklund, J., Kääriä, J., & Ranta-Aho, K. (1989). The deposition and mortality of the eggs of the Baltic herring, *Clupea harengus membras* L., on different substrates in the south-west archipelago of Finland. *J Fish Biol*, *34*, 417-427.
- Rambøll . (2022). *CABLE SYSTEMS IN THE SWEDISH EEZ — IMPACT ASSESSMENT*. København: Energinet.
- Rambøll & WSP. (2021). Thor OWF - Technical Report - Commercial Fisheries. *Energinet*.
- Rambøll. (2012). Mejlfalak Havmøllepark, VVM-Redegørelse. *Rambøll*.
- Rambøll. (2014). *SMÅLANDSFARVANDET HAVMØLLEPARK Radar og Radiokæder*. Rambøll for Energinet.dk November 2014. Ref:ROGC-S-RA-000086.
- Rambøll. (2015). Sæby Offshore Wind. Udarbejdet af Rambøll for Energinet.dk.
- Rambøll. (marts 2022). Støj fra solcelleanlæg. *Notat*.
- Rambøll. (2023). *Beregning af den samlede støj fra vindmøller ved planlægning af havvindmøller*. .
- Reitzel, C. A. (1992). *Atlas over Danmark - Den Danske Jordklassificering* (Årg. 3). København: Det Kongelige Danske Geografiske Selskab. Hentet fra Atlas over Danmark - Den Danske Jordklassificering: <https://rdgs.dk/publikationer/atlas-over-danmark-serie-1-bind-3-den-danske-jordklassificering.pdf>
- Richardson, W., Greene, C. R., Malme, C. I., & Thomson, D. H. (1995). Marine mammals and noise. *Academic Press*. San Diego.
- Richardson, W., Malme, C., Green, C. R., & Thomson, D. (1995). *San Diego, California, USA: Academic Press*.
- Ringkøbing Amt et. al. (2004). Danmarks kommuners geologi.
- Risø. (2000). Havmøllepark ved Rødsand. VVM-redegørelse. Baggrundsrapport nr. 0. Estimation of the 10 m wind field behind the proposed wind farm Rødsand.
- Rogers, S. (1992). Environmental factors affecting the distribution of sole (*Solea solea* (L.)) within a nursery area. *Netherlands Journal of Sea Research*, *29*(1-3), 153-161.
- Rose, A., Brandt, M. J., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., . . . Piper, W. (2019). Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2). BioConsult SH GmbH & Co. KG | IBL Umweltplanung GmbH | Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH.
- Roshan, S., DeVries, T., Wu, J., & Gedun, C. (2018). The internal cycling of zinc in the ocean. *Global Biochemical cycles*, *32*(12), 1833-1849.
- Royal Haskoning. (2018). *UXO Clearance Cetacean Risk Assessment. Moray East Offshore Wind Farm*.

- Royal Haskoning. (2019). Norfolk Vanguard Offshore Wind Farm. The Applicant Responses to First Written Questions. Annex 1. Red-Throated Diver Displacement and Consequent Mortality: Assessment of Evidence.
- Russell, D., Brasseur, S., Thompson, D., Hastie, G., Janik, V., Aarts, G., . . . McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, *24*, R638-R639. doi:10.1016/j.cub.2014.06.033
- Russell, D., Hastie, G., Thompson, D., Janik, V., Hammond, P., Scott-Hayward, L., . . . McConnell, B. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *The Journal of Applied Ecology*, *53*, 1642-1652.
- Rydell J., H. E. (2017). *Vindkraftens påverken på fåglar och fladdermöss. - Naturvårdsverket rapport 6740.*
- Rydell, J. (2006). *The diet of the parti-coloured bat Vespertilio murinus in Sweden.* Lund: Lund University.
- Rydell, J., Bach, L., Bach, P., Guia Diaz, L., Furmankiewicz, J., HAGNER-WAHLSTEN, N., . . . Hedenström, A. (2014). Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South-Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica*, *16*, s. 139-147. doi:10.3161/150811014X683354
- Scharff-Olsen. (2019). Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. *ICES Journal of Marine Science*.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., van Polanen Petel, T., & Teilmann, J. (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*, *6*, s. 10. doi:10.1088/1748-9326/6/2/025102
- Schnack, D. (2003). Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee. *Meer und Museum*, s. 17, 96-103.
- Schomer, P., & Fidell, S. (2016). Introductory remarks for special issue on wind turbine noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *139*, s. 1430-1430. doi:10.1121/1.4942436
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V., & Garthe, S. (2011). Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: Implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological applications*, *21*(5), 1851-60.
- SCOS. (2009). Scientific Advice on Matters Related to the Management of Seal.
- Seebens-Hoyer, A., Lothar Barch, P. B., Pommeranz, H., Götttsche, M., Hill, C. C., Vardeh, S., . . . Mattges, H. (2021). Fledermausmigration über der Nord- und Ostsee. - Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben "Auswirkungen von Offshore-Windparks auf den Fledermauszug über dem Meer" (FKZ 3515 82 1900, Batmove): 1-210.
- Service, N. M. (2018). Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing : underwater acoustic thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- Siemens Gamesa. (2023). A clean energy solution - from cradle to grave. *Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD*. Hentet fra <https://www.siemensgamesa.com/-/media/siemensgamesa/downloads/en/sustainability/environment/siemens-gamesa-environmental-product-declaration-epd-sg-8-0-167.pdf>
- Skov- og Naturstyrelsen. (1989). Havbundsundersøgelser. Råstoffer og fredningsintere-resser – Storebælt. Oversigt. . *GEUS rapport nr. 29834*.
- Skov- og Naturstyrelsen. (2004). Kystlandskabet. Udpegning af Danmarks nationale interesseområder. Geologi-geomorfologi-kystdynamik.
- Skov, H., Heinänen, S., Norman, T., Ward, R., Méndez-Roldán, S., & Ellis, I. (2018). ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report – April 2018. *The Carbon Trust*, 247. United Kingdom.
- Slagelse Kommune. (2013). Landskabet i Slagelse Kommune. Landskabskarakterkortlægning. Teknik og Miljø.
- Slagelse Kommune. (2020). Kortlægning af flagermus - Registreringer Slagelse Kommunes vestlige del i 2019. *Slagelse Kommune*.

- Slots- og Kulturstyrelsen. (2018). Marinarkæologisk hørings svar ifm. anmeldelse af efterforskning. *MST sag: MST-864-00009*.
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022a). *Fund og Fortidsminder*. Hentet fra <https://www.kulturarv.dk/fundogfortidsminder/Kort/>
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022b). *Havbundens fortidsminder*. Hentet fra Slots- og Kulturstyrelsen: <https://slks.dk/fortidsminder/marin>
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022c). *Kulturhistoriske interesser på havbunden*. Hentet fra Slots- og Kulturstyrelsen: <https://slks.dk/marinarkaeologisk-vejledning/klassifikation-havbunden/>
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022d). *Fredede og bevaringsværdige bygninger*. Hentet fra Database over Fredede og bevaringsværdige bygninger: <https://www.kulturarv.dk/fbb/index.htm>
- Smed. (1982). Landskabskort over Danmark. *blad 3. og 4*. Geografforlaget, Brenderup.
- SNCB. (2022). *Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments*.
- Soares et al. (2008). Soares, A.; Guieysse, B.; Jefferson, B.; Cartmell, E.; Lester, J., N.: *Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters*. Environment International, Volume 34, Issue 7, Pp. 1033-1049. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.01.004>.
- Southall, B. L., Finneran, J. J., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., . . . Tyack, P. L. (2019). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125-232. doi: 10.1578/AM.45.2.2019.125
- Sparrevojn, C., & Støttrup, J. (2003). Bottom substrate preference in wild and reared turbot *Psetta maxima* L. *Journal of Fish Biology*, 63(1), s. 257.
- Stenberg, C., Støttrup, J., Deurs, M. v., Berg, C. W., Dinesen, G. E., Mosegaard, H., . . . Leonhard, S. (2015). Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 528, s. 257-265.
- Strandingsmuseum St. George. (2015). Vedr. Anmodning om vilkår i forbindelse med DKM.
- Støttrup, J. (1999). Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund samt metoder til. *Danmarks Fiskeriundersøgelser*. DFU-rapport; Nr. 63-99.
- Støttrup, J., & Stokholm, H. (1997). Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. *Danmarks Fiskeriundersøgelser*.
- Støttrup, J., Dolmer, P., Røjbek, M., Nielsen, E., Ingvarsdén, S., Sørensen, P., & Sørensen, S. (2006). Kystfodring og kystøkologi - Evaluering af revlefodring ud for Fjaltring. *Institut for Akvatiske Ressourcer*. DFU-rapport nr.: 171-07. Danmarks Tekniske Universitet.
- Støttrup, J., Dolmer, P., Røjbæk, M., Nielsen, E., Ingvarsdén, S., Laustrup, C., & Sørensen, R. (2005). *Kystfodring og godt fiskeri. Undersøgelse af strandnær kystfodring ved Agger Tange*. DFU-rapport nr. 156-05. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Støttrup, J., K., A. S., A., K., M., C., M., O. J., & E., P. (2017). *Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber. Nøglefiskerrapport 2014-2016*. DTU Aqua rapport nr. 320. Charlottenlund: Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Støttrup, J., Kokkalis, A., Christoffersen, M., Pedersen, E., Pedersen, M., & Olsen, J. (2020). Registrering af fangster med standardredskaber i de danske kystområder. Nøglefiskerrapport for 2017-2019. *Institut for Akvatiske Ressourcer*. DTU Aqua-rapport nr. 375. Danmarks Tekniske Universitet.
- Støttrup, J., Sparrevojn, C., Nicolajsen, H., & Kristensen, L. (2012). Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber fra 2008-2010. *Institut for Akvatiske Ressourcer*. Danmarks Tekniske Universitet.

- Støttrup, J., Stenberg, C., Dahl, K. K., & Richardson, K. (2014). Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open Journal of Ecology*, 4, 1045-1059.
- Stål, J., Pihl, L., & Wennhage, H. (2007). Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 71, s. 593-607. doi:10.1016/j.ecss.2006.09.008
- Sund & Bælt Holding A/S. (2008). Sprogø Havvindmøller - Vurdering af Virkninger på Miljøet - VVM-redegørelse . *Sund & Bælt Holding A/S*.
- Sundhedsstyrelsen. (2015). Miljø og Fødevarerudvalget MOF Almindelig del. Svar på spørgsmål nr. 143.
- Sundhedsstyrelsen. (2023). *Højspænding*. Hentet fra Om ikke-ioniserende stråling: <https://sst.dk/da/viden/straalebeskyttelse/om-ikke-ioniserende-straaling/hoejspaending>
- Sveegaard, S. (2022). Survey report of the SCANS-IV aerial porpoise surveys. Danish participation (TEAM 1). *Scientific briefing no. 2022/74*. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.
- Sveegaard, S., & Teilmann, J. (2018). Artsovervågning af marsvin. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J. C., Amundin, M., . . . Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3, 839-850.
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., & Teilmann, J. (2018). Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. *Videnskabelig rapport nr. 284*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR284.pdf>
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., Stæhr, K.-J., Jensen, T. F., Mouritsen, K. N., & Teilmann, J. (2012). Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 468, 245-253.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., & Dietz, R. (2011). High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *MARINE MAMMAL SCIENCE*, 27(1), 230-246. doi:10.1111/j.1748-7692.2010.00379.x
- Svendsen, J. C. (2020). Using Artificial-Reef Knowledge to Enhance the Ecological Function of Offshore Wind Turbine Foundations: Implications for Fish Abundance and Diversity. *Journal of Marine Science and Engineering*(5).
- Søfartsstyrelsen. (2023). *Havplan.dk*. Hentet fra Danmarks Havplan: <https://havplan.dk/da/news/newshoering2023>
- Søfartsstyrelsen. (2023). *Kvælstofoxid (NOx)*. Hentet fra Søfartsstyrelsen: <https://www.soefartsstyrelsen.dk/miljoe-and-klima/kvaelstofoxid-nox>
- 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. Hentet fra <https://www2.dmu.dk/pub/fr635.pdf>
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K., Pihl, S., Clausen, P., . . . Nygaard, B. (2005). Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 3. udgave. *Danmarks Miljøundersøgelser*. 462 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 457. Hentet fra <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Søgaard, B., Wind, P., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J., Therkildsen, O., . . . Bladt, J. (2018). Arter 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE –Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 262. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR262.pdf>
- Teilmann, J., & Galatius, A. (2018). Harbor Seal: *Phoca vitulina*. *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*. B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K.M. Kovacs, editors. Academic Press., 451-455.
- Teilmann, J., Dietz, R., Larsen, F., Desportes, G., Geertsen, B., Andersen, L., . . . Buholzer, L. (2004). Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. *Faglig rapport fra DMU*. Danmarks

- Miljøundersøgelser. Hentet fra https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr484_samlet.pdf
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I., Berggren, P., & Desportes, G. (2008). High density areas for harbour porpoises in Danish waters. *National Environmental Research Institute, University of Aarhus*. 84 pp. - NERI Technical Report No. 657.
- Teilmann, J.; Carstensen, J. (2012). Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environ. Res. Lett.* 7 045101, s. DOI 10.1088/1748-9326/7/4/045101.
- Thiele. (1998). Underwater noise study from the icebreaker “John A. MacDonald”. *Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS*. Report 85.133.
- Thomas, L., Buckland, S., Rexstad, E., Laake, J., Strindberg, S., Hedley, S., . . . Burnham, K. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47, 5-14. doi:0.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- Thomsen, A., Riis, M., & Marqvorsen, O. (2013). Air Coverage Test with SCANTER 4002 at Horns Rev Wind Farm I and II. TERMA. Hentet fra http://www.terma.com/media/155657/air_coverage_test_report_hornsrev_i_and_ii-mar_akt.pdf
- Thomsen, F., Ugarte, F., & Evans, P. G. (2005). Estimation of G(0) in line-transect surveys of cetaceans. *Cetacean Society Newsletter No. 44 – SPECIAL ISSUE*. European Cetacean Society.
- Thurow, F. (1970). Über die Fortpflanzung des Dorsches *Gadus morhua* (L.) in der Kieler Bucht. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung*. Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung.
- Tjørnløv, R., Skov, H., Armitage, M., Barker, M., Jørgensen, J., Mortensen, L., & Thomas, K. U. (2023). *Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms: Final Report for the study period 2020-2021*. DHI/Vattenfall.
- Torstensen, E., & Gjøsaeter, J. (1995). Occurrence of 0-group sprat (*Sprattus sprattus*) in the littoral zone along the Norwegian Skagerrak coast 1945-1992, compared with the occurrence of 0-group herring (*Clupea harengus*). *Fisheries Research*, 21, s. 409-421.
- Tougaard, J. (15. september 2014). DCE's vurdering af en række spørgsmål og forhold vedrørende offshore vindmølleparker i almindelighed og projektet Kattegatt Offshore i særdeleshed. *Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi for Renew Consulting and Construction*.
- Tougaard, J., & Michaelsen, M. (2018). Effects of larger turbines for the offshore wind farm at Krieger's Flak, Sweden. Assessment of impact on marine mammals. *Scientific Report No. 286*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR286.pdf>
- Tougaard, J., & Mikalsen, M. (2020). Effects of larger turbines for the offshore wind farm at Krieger's Flak, Sweden. Addendum with revised and extended assessment of impact on marine mammals. Aarhus University, DCE –Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Scientific Report No. 366.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Wisz, M., Jespersen, M., Teilmann, J., Ilsted Bech, N., & Skov, H. (2006a). Harbour Porpoises on Horns Reef - Effects of the Horns Reef Wind Farm. *Final Report to Vattenfall A/S. NERI*, 110 pp.
- Tougaard, J., Henriksen, O., & Miller, L. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(3766).
- Tougaard, J., Hermanssen, L., & Madsen, P. T. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J Acoust Soc Am*.
- Tougaard, J., Sveegaard, S., & Galatius, A. (2021). Marine mammal species of relevance for assessment of impact from pile driving in Danish waters. Background note to revision of guidelines from the Danish

- Energy Agency. *Scientific note no. 2020/19*, 13. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. Hentet fra https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_19.pdf
- Tougaard, J., Tougaard, S., Jensen, R. C., Jensen, T., Teilmann, J., Adelung, D., . . . Müller, G. (2006b). Harbour seals at Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. *Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum, No. 5*. Final report to Vattenfall A/S.
- Trafik- Bygge- og Boligstyrelsen. (2014). *Bestemmelser for Civil Luftfart BL 3-11. Bestemmelser om luftfartsafmærkning af vindmøller. Udgave 2, 28. februar 2014 red.*
- Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen. (2021). *Vejledning til BL 3-11 Bestemmelser om luftfartsafmærkning af vindmøller.*
- Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen og Forsvaret. (2020). *Dansk Luftrumsstrategi 2020+*. Trafikstyrelsen. Hentet fra <https://www.trafikstyrelsen.dk/da/-/media/TBST-DA/Luftfart/Publikationer/Dansk-luftrumsstrategi-2020.pdf>
- Trafikstyrelsen. (2011). *AMDT Flight Procedures IFR*. Danish Transport Authority.
- Trafikstyrelsen. (2021a). *Luftfart*. Hentet fra Trafikstyrelsen: <https://www.trafikstyrelsen.dk/DA/Luftfart.aspx>
- Trafikstyrelsen. (2021b). *Luftfartshindringer*. Hentet fra Trafikstyrelsen: <https://www.trafikstyrelsen.dk/arbejdsomraader/luftfart/Luftrum-og-luftfartshindringer/Luftfartshindringer#vindmoeller-og-andet-byggeri>
- Transport og Boligministeriet. (LBK nr 1149 af 13/10/2017). Bekendtgørelse af lov om luftfart. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1149>
- Unger, B., Nachtsheim, D., Ramírez Martínez, N., Siebert, U., Sveegaard, S., Kyhn, L., . . . Gilles, A. (2021). Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Joint survey by Denmark, Germany and Sweden. *Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management*. Hentet fra https://www.tihohannover.de/fileadmin/57_79_terr_aqua_Wildtierforschung/79_Buesum/download/s/Berichte/20210913_Report_MiniSCANSII_2020_revised.pdf
- United nations. (1991). Convention on environmental impact assessment in a transboundary context.
- uvjaegeren.dk. (2023). *Sportkort - de bedste Uv jagt steder*. Hentet fra [uvjaegeren.dk](https://uvjaegeren.dk/spotkort/): <https://uvjaegeren.dk/spotkort/>
- Van Den Berg, A. E., Jorgensen, A., & Wilson, E. R. (2014). Evaluating restoration in urban green spaces: Does setting type make a difference? *Landscape and Urban Planning*, 127, 173-181.
- Vandfugleogfriluftsliv.dk. (2023). *Kortlægning af vandfugle og friluftsliv*. www.vandfugleogfriluftsliv.dk.
- Vattenfall. (2020). *Vesterhav Syd vindmøllepark. Miljøkonsekvensrapport*. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/vesterhav_syd_miljoekonsekvensrapport.pdf
- Vattenfall. (2023a). *Vesterhav Syd. External noise from offshore piling*.
- Vattenfall. (2023b). *Vesterhav Nord. External noise from offshore piling*.
- Vejbæk. (1997). Dybe strukturer i danske sedimentære bassiner. *Dansk Geologisk Tidsskrift*, 4.
- Verfuss, U., Miller, L., Pilz, P., & Schnitzler, H. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of Experimental Biology*, 212, 823-834.
- VidenOmVind. (08. 03 2023). *Vindmøllevinger og mikroplast*. Hentet fra Erosion af vingeforkanter: <https://videnomvind.dk/erosion-af-vingeforkanter/>
- Viquerat et al. (2014). Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., & Teilmann, J. (2014). Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology*, 161(4), 745–754. <https://doi.org/10.1007/>.
- vragguiden.dk. (2023). Hentet fra [vragguiden.dk](https://www.vragguiden.dk/overview.asp): <https://www.vragguiden.dk/overview.asp>

- Wade, P. (1998). I Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14, s. 1-37.
- Wahl, E., & Alheit, J. (1988). Changes in distribution and abundance of sprat eggs during spawning season. *ICES CM 1988/H:45*. ICES CM.
- Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine ecology progress series*, 288, s. 295-309.
- Warnar, T., Huwer, B., Vinther, M., Egekvist, J., & Reedtz, C. (2012). Fiskebestandenes struktur Fagligt baggrundsnotat til den danske implementering af EU's Havstrategidirektiv. *DTU Aqua-rapport nr. 254-2012*. DTU Aqua - Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Weber, W. (1970). Untersuchungen an den Beständen des Herings (*Clupea harengus* L.) der westlichen Ostsee. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Hohen Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. . *Ph.D. thesis*. Kiel: Christian-Albrechts-University, Kiel, Germany.
- Westerberg, H. (1994a). Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990-1993. *Fiskeriverket, Utredningskontoret*.
- Westerberg, H. (1994b). The transport of cod eggs and larvae through Öresund. *ICES Document CM 1994/Q:4*. Copenhagen: ICES.
- Westerberg, H., & Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15, s. 5-6.
- Wetlands International. (17. 02 2022). *Waterbird Population Estimates*. Hentet fra Wetlands International: wpe.wetlands.org
- WHO. (2007a). Environmental Health Criteria 238 - EXTREMELY LOW FREQUENCY FIELDS. World Health Organization (WHO).
- WHO. (2007b). Exposure to extremely low frequency fields. World Health Organization (WHO).
- Wiemann, A., Andersen, L. W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., . . . Tiedemann, R. (2010). Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conserv. Genet.*(11), s. 195–211DOI. doi:10.1007/s10592-009-0023-x
- Wilber, D., Carey, D., & Griffin, M. (2018). Flatfish habitat use near North America's first offshore wind farm. *Journal of Sea Research*(139), s. 24-32.
- Wind Estate. (Maj 2019). Udbygning af kystnært vindmølleprojekt ved Paludan Flak - Forudgående analyse, vurderinger og anbefalinger til forundersøgelse. Udarbejdet af Wind Estate A/S i samarbejde Planplus og WSP.
- Worsøe, L., Horsten, M., & Hoffmann, E. (2002). *Gyde- og opvækstpladser for komemrcielle fiskearter i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat*. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- WSP & BioConsult SH. (2021). THOR OFFSHORE WIND FARM - MARINE MAMMALS. THOR offshore wind farm environmental investigations.
- WSP. (2022a). Jammerland Bay Nearshore A/S. Baseline for substrattyper, naturtyper samt udbredelsen af blåmuslinger. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- WSP. (2022a). Jammerland Near Shore A/S. Baseline for substrattyper, naturtyper samt udbredelsen af blåmuslinger. *vedlagt som baggrundsrapport*.
- WSP. (2022b). Jammerland Bay Nearshore A/S. Visuel vurdering af Jammerland Bugt Havmøllepark. Baggrundsrapport til miljøkonsekvensrapport. *Del A og del B vedlagt som baggrundsrapport*.
- WSP. (2023a). Flagermus og Havvind. *Version 1*. Notat udarbejdet til Energistyrelsen.
- WSP. (2024). Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. Flagermuskortlægning. *Vedlagt som baggrundsrapport*.

Öhman, M., Sigray, P., & Westerberg, H. (2007). Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. *Ambio A Journal of the Human Environment*, 36(8), s. 630-633.