



Aflandshage Vindmøllepark

Temarapport om geotekniske og
geofysiske forundersøgelser

WAHA01-GEN-PRO-05-000023 HOFOR VIND A/S

13. DECEMBER 2021

Projekt ID: 10404847
Ændret: 13-12-2021 14:51
1 Version

Udarbejdet af BISB, HBS
Kontrolleret af MAWI
Godkendt af LIE

Indhold

1	Ikke teknisk resumé	4
2	Indledning	6
2.1	Formål	6
3	Beskrivelse af aktiviteter	8
3.1	Aflandshage Vindmøllepark	8
3.2	Geotekniske og geofysiske forundersøgelser	9
4	Metode	12
4.1	Eksisterende viden	12
4.2	Vurderingskriterier	13
5	Bevaringsstatus og beskyttelsesforhold	15
5.1	Beskyttelse af marine pattedyr	15
6	Eksisterende forhold	19
6.1	Marsvin	19
6.2	Spættet sæl	38
6.3	Gråsæl	46
7	Potentielle påvirkninger fra de seismiske forundersøgelser	54
8	Vurdering af påvirkninger	56
8.1	Konklusion af påvirkningen af seismisk survey	61
9	Vurdering af påvirkninger på Natura 2000 og bilag IV arter	62
9.1	Natura 2000-områder og bilag IV arter	62
10	Kumulative påvirkninger	69
11	Afværgeforanstaltninger	70
13	Grænseoverskridende påvirkninger	71
14	Eventuelle mangler	72

15	Referencer	73
	Appendix 1 Transekter	86

1 Ikke teknisk resumé

Aflandshage Vindmøllepark planlægges etableret i Øresund syd for Aflandshage indenfor et forundersøgelsesområde på cirka 56,5 km².

Formålet med denne rapport er at beskrive og vurdere miljøpåvirkningerne under de geofysiske og geotekniske forundersøgelser for de tre mest almindelige havpattedyr (marsvin, spættet sæl og gråsæl) i forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Påvirkning af havpattedyr med undervandsstøj fra seismiske undersøgelser er den eneste miljøpåvirkning, det er fundet relevant at vurdere i relation til forundersøgelserne.

Vurderingerne i rapporten baseres på eksisterende viden om forekomsten og fordeling af havpattedyr i området. Der er igennem de seneste 20 år udført adskillige studier af marine pattedyrs forekomst i og omkring forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Derudover er der i forbindelse med miljøkonsekvensvurderingen af Aflandshage Vindmøllepark udført flytællinger af fugle, og i den forbindelse registreret observationer af marine pattedyr inden for og i nærheden af forundersøgelsesområdet. I alt er der blevet udført otte flytællinger i perioden oktober 2019 til september 2020. Observationer af marine pattedyr under flytællingerne bruges til at understøtte konklusionerne baseret på eksisterende viden i forhold til forekomst af marine pattedyr og deres brug af forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark.

Ud fra den eksisterende viden samt observationerne fra flytællingerne kan det konkluderes, at der er en lav forekomst af marsvin i forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark, og området er ikke identificeret som et yngle-/opvækstområde for marsvin. De marsvin, som forekommer i området, tilhører den stabile Bælthavspopulation, men der kan forekomme enkelte individer fra den kritisk truede Østersøpopulation – dog kun i vinterhalvåret. Der er to større sælkolonier placeret relativt tæt på forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Den nærmeste er beliggende ved Måkläppen i det sydvestlige Skåne ca. 10 km øst fra forundersøgelsesområdet. Den anden sælkoloni er på øen Saltholm og småøerne omkring denne i den sydlige del af Øresund. Denne sælkoloni ligger ca. 18 km nord for forundersøgelsesområdet. Både spættede sæler og gråsæler fra de to kolonier benytter forundersøgelsesområdet, men området er ikke et vigtigt forageringsområde for hverken gråsæler eller spættede sæler.

Påvirkninger af havpattedyr på grund af seismisk undersøgelse i forundersøgelsesområdet og kabelkorridoren for Aflandshage havvindmøllepark vil være af kortvarig, men den undervandsstøj, der genereres af udstyret som bruges i geofysisk/seismiske undersøgelser kan potentielt forårsage permanente høreskader (PTS), midlertidig hørenedsættelse (TTS), adfærdspåvirkninger samt fortrænge havpattedyrene fra bestemte områder.

Følgende afværgeforanstaltninger bør inkluderes i den seismiske undersøgelse for at reducere påvirkningen:

- Den seismiske undersøgelse bør begynde med en 30 minutters soft-start/ramp-up til fuld effekt for at sikre, at marsvin og sæler ikke er inden for risikozonen for TTS og PTS.
- Passiv akustisk monitoring bør anvendes, ligesom observatører bør være ombord på undersøgelsesfartøjet for at sikre, at ingen havpattedyr er i umiddelbar nærhed af undersøgelsesfartøjet ved begyndelsen af den seismiske undersøgelse.

- Hvis den seismiske undersøgelse afbrydes, bør den gen-startes med en soft-start-procedure.

Ved implementering af afværgeforanstaltningerne vil risikoen for at marsvin befinder sig inden for den afstand hvor der er risiko for høreskader ved start af udstyret reduceres betydeligt og dermed er vurderingen for midlertidige og permanente høreskader ubetydelig. Baseret på worst-case-antagelserne vil op til 4 marsvin opleve adfærdsændringer i sommerhalvåret, hvilket svarer til mellem ca. 0,009% og 0,02% af den biogeografiske population for området. I vinterhalvåret vil det være op til 2 marsvin, svarende to under 0,001% for bælthavspopulationen og under 0,4% af Østersøpopulationen, hvis det antages at begge de påvirkede marsvin er fra denne population, hvilket er meget usandsynligt. Da det er en ganske lille del af populationerne der kan opleve adfærdsændringer vurderes påvirkningen at være lille til ingen påvirkning på marsvin.

I forhold til spættet sæl og gråsæl er påvirkningen af undervandsstøj i forbindelse med seismiske undersøgelser vurderet at være ubetydelig, da det er en meget lille del af sælernes home range, som vil blive midlertidigt påvirket af undervandsstøj fra seismiske undersøgelser. Ligeledes vil ingen sæler kunne opleve midlertidig hørenedsættelse, idet det antages at en passende soft-start-procedure anvendes.

Beskyttelse af marsvin, spættet sæl og gråsæl er en del af bevaringsmålene for en lang række af både danske og svenske marine Natura 2000-områder. Under den seismiske undersøgelse vil et af de nærliggende Natura 2000-områder "SE0430095 Falsterbohalvön", der er udpeget til at beskytte både marsvin, spættede sæler og gråsæler, blive påvirket af undervandsstøjniveauer, der overstiger tærsklen for undvigelsesadfærd. Dette vil dog kun være i mindre end 2% af Natura 2000-området. Med implementeringen af afværgeforanstaltninger vil ingen individer være i risiko for at udvikle midlertidigt eller permanent høretab i Natura 2000-området. Det vurderes derfor, at seismiske undersøgelser i vindmølleområdet for Aflandshage havvindmøllepark ikke vil skade eller have nogen negativ indvirkning på den kortsigtede og langsigtede bevaringsstatus for marsvin (både Bælthavs- og Østersøpopulationen), spættede sæl og gråsæler i SE0430095 Falsterbohalvön eller forhindre opfyldelse af bevaringsmålene for marsvin, spættede sæler og gråsæler i Natura 2000-området SE0430095.

Marsvin er opført i habitatdirektivets bilag IV og er derfor strengt beskyttede, uanset hvor de forekommer. Det konkluderes, at bilag IV-beskyttelsen af marsvin opretholdes, da forundersøgelsen ikke resulterer i, at marsvin fanges, dræbes, forsætligt forstyrres eller får deres yngle- eller hvileområder beskadiget eller ødelagt. Det vurderes derfor, at den seismiske undersøgelse ikke vil påvirke områdets økologiske funktionalitet for marsvin (både Bælthavs- og Østersøpopulationen).

Forundersøgelsesområdet for vindmølleparken grænser op til Sveriges økonomiske zone, og der vil kunne forekomme undervandsstøj påvirkninger ind i svensk farvand fra de geotekniske forundersøgelser. Påvirkningen af undervandsstøj fra de seismiske forundersøgelser på marine pattedyr i svensk farvand, herunder i det svenske Natura 2000 område SE0430095 Falsterbohalvön, vurderes at være lille til ubetydelig grundet påvirkningens omfang og korte varighed.

2 Indledning

Københavns Kommune har et mål om at være CO²-neutral senest i 2025. Et væsentligt virkemiddel til opfyldelse af målet er opførelse af vindmøller. Borgerrepræsentationen har i 2010 besluttet, at kommunens arbejde med at realisere vindmøller hovedsagelig skal ske i samarbejde med Hovedstadsområdet Forsyningsselskab (HOFOR), hvor opgaven nu løses af HOFOR Vind A/S.

Som et led i denne omstilling, vil HOFOR indpasse en samlet kapacitet på 460 MW (megawatt) fra vindenergi, hvoraf 410 MW planlægges dækket af to nye vindmølleparker i Øresund.

Den ene vindmøllepark –Aflandshage Vindmøllepark –skal placeres i Øresund ca. 8 km ud for Stevns og ca. 10 km syd for Amager. Den vil få en effekt på op til 300MW.

I forbindelse med etableringen af Aflandshage Vindmøllepark skal der udføres geotekniske og geofysiske forundersøgelser for at belyse bundforholdene i vindmølleområdet og kabelkorridoren. De geotekniske og geofysiske forundersøgelser vil primært medføre påvirkninger i form af undervandsstøj fra seismiske undersøgelser. Graden af denne påvirkning skal derfor vurderes i henhold til marine pattedyr, som er særligt følsomme overfor denne type påvirkning.

Denne temarapport præsenterer vurderingen af påvirkning på marine pattedyr i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. De potentielle påvirkninger og graden af påvirkning på marine pattedyr er delt op i påvirkninger relateret til forundersøgelserne samt kumulative påvirkninger. Desuden beskrives eventuelle afværgeforanstaltninger samt overvågningsprogrammer.

Temarapporten indgår i den samlede rapportering i relation til miljøkonsekvensvurdering for Aflandshage Vindmøllepark, og dermed i grundlaget for de tilladelser, som Energistyrelsen og Hvidovre Kommune skal meddele til projektet efter hhv. VE-loven (LBK nr 1791 af 02/09/2021) og Miljøvurderingsloven (LBK nr 1976 af 27/10/2021).

I den udarbejdede miljøkonsekvensrapport for Aflandshage Vindmøllepark (NIRAS, 2021) indgår en bredere samlet projektbeskrivelse for Aflandshage Vindmøllepark, beskrivelser af lovgrundlag, processer og historik, sammen med miljøvurderinger af øvrige miljøpåvirkninger i relation til projektet for Aflandshage Vindmøllepark.

Denne temarapport fokuserer entydigt på miljømæssige påvirkninger fra de geotekniske og geofysiske forundersøgelser og entydigt på påvirkninger af marine pattedyr ift undervandsstøj idet øvrige miljøpåvirkninger i relation til forundersøgelserne vurderes at være uvæsentlige.

For bredere oplysninger om projektet for Aflandshage Vindmøllepark henvises derfor til miljøkonsekvensrapporten.

2.1 Formål

Før påvirkninger på marine pattedyr som følge af de geotekniske og geofysiske forundersøgelser ved Aflandshage Vindmøllepark kan vurderes, skal den grundlæggende viden om de marine pattedyrs brug af kabelkorridoren og vindmølleom-

rådet for Aflandshage Vindmøllepark og nærområdet beskrives og vurderes. Derudover skal de potentielle påvirkninger, der kan forekomme i forbindelse med de geotekniske og geofysiske forundersøgelser, belyses.

I denne temarapport beskrives derfor forekomst, tæthed (hvis muligt) og fordeling af de relevante arter af marine pattedyr, som forventes at benytte området omkring Aflandshage Vindmøllepark. Da Aflandshage Vindmøllepark er placeret i de indre danske farvande, drejer det sig om følgende marine pattedyr: marsvin, spættet sæl og gråsæl¹. Beskrivelsen af de eksisterende forhold og forekomst af marine pattedyr i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet ved Aflandshages Vindmøllepark er baseret på eksisterende viden, samt flytællinger af marine pattedyr i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet udført i perioden 2019/2020. Ligeledes er vurderingerne af påvirkninger af de geotekniske og geofysiske forundersøgelser på marsvin og sæler baseret på eksisterende viden fra tidligere geotekniske og geofysiske undersøgelser, og vurderingerne er desuden understøttet af den nyeste tilgængelige videnskabelige forskning indenfor området. De overordnede formål med rapporten er:

- At beskrive og vurdere betydningen af kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark for marine pattedyr.
- At belyse potentielle påvirkninger af de geotekniske og geofysiske forundersøgelser for Aflandshage Vindmøllepark på marine pattedyr og vurdere betydningen af disse påvirkninger.
- At udføre en vurdering af påvirkninger af relevante havpattedyr på udpegningsgrundlaget for nærliggende Natura 2000-områder, samt udføre en vurdering af påvirkningen af relevante arter af havpattedyr, der er omfattet af habitatdirektivets bilag IV (BEK nr 1240 af 24/10/2018).
- At identificere potentielle kumulative påvirkninger på havpattedyr som følge af de geotekniske og geofysiske forundersøgelser for Aflandshage Vindmøllepark og andre anlægsprojekter.

¹ Det kan ikke udelukkes, at der kan forekomme andre arter af marine pattedyr, som f.eks. delfiner i kabelkorridoren og vindmølleområdet. Det vil i så fald kun vil være sjældne og sporadiske forekomster som derfor ikke behandles yderligere i rapporten.

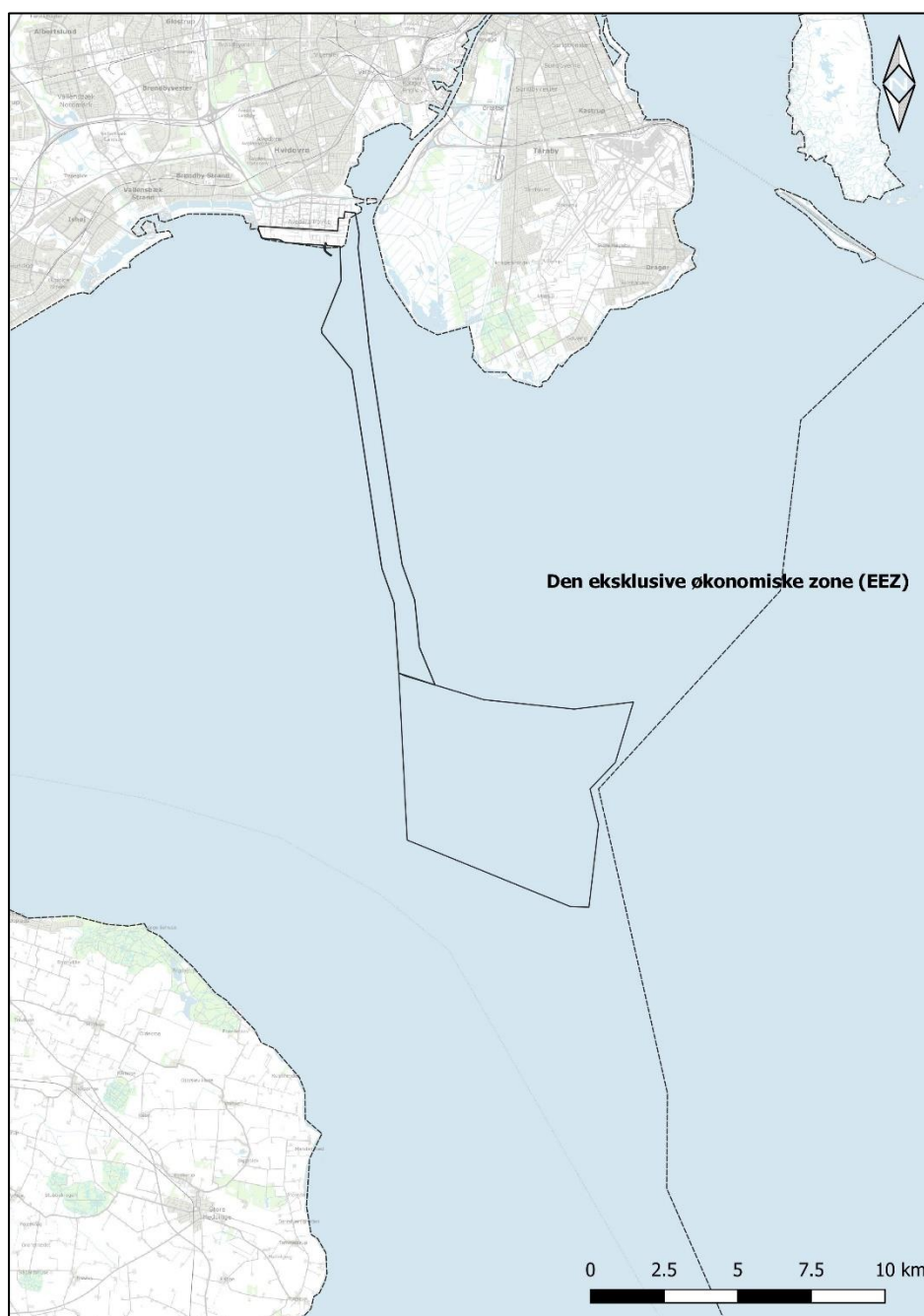
3 Beskrivelse af aktiviteter

I det følgende beskrives Aflandshage Vindmøllepark, samt de planlagte aktiviteter i forbindelse med de geotekniske og geofysiske forundersøgelser.

3.1 Aflandshage Vindmøllepark

Aflandshage Vindmøllepark og tilhørende kabler for nettilslutning på land planlægges anlagt i Øresund, syd for Aflandshage indenfor et forundersøgellesområde på cirka 56,5 km².

Figur 3.1: Kort over kabelkorridor af vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark ©SDFE



Af forundersøgelsesområdet udgør 42 km² vindmølleområdet som omfatter vindmøllerne, interne kabler mellem vindmøllerne samt en eventuel transformerstation på havet. Forundersøgelsesområdet på havet omfatter desuden en 12,5 km² kabelkorridor til anlæg af op til seks parallelle søkabler, der skal transportere strømmen fra vindmøllerne og frem til Avedøreværket, hvor strømmen vil blive tilsluttet det eksisterende højspændingsnet (Figur 3.1). Vindmølleområdet grænser op til Danmarks eksklusive økonomiske zone (EEZ) beliggende mellem Danmark og Sverige.

Der er fastlagt tre mulige opstillingsmønstre for vindmølleparken, som er udarbejdet af HOFOR VIND A/S. Opstillingsmønstrene vil variere afhængigt af den valgt vindmøllestørrelse, som enten være en lille vindmølle på 5,5-6,5 MW, en mellem vindmølle på 7,5-8,5 MW eller en stor vindmølle på 9,5-11,0 MW.

Afhængig af, hvilken vindmøllestørrelse der vælges, vil en fuldt udbygget vindmøllepark komme til at bestå af enten 26 store vindmøller, 31 mellem vindmøller eller 45 små vindmøller.

3.2 Geotekniske og geofysiske forundersøgelser

Der skal gennemføres detaljerede geotekniske og geofysiske forundersøgelser ved hver vindmøllelokaltet som grundlag for det detaljerede design af vindmølleparken. Vindmøllelokaliteter og antal vindmøller for de tre opstillingsmønstre/scenarier er forskellige, og derfor igangsættes de detaljerede geotekniske undersøgelser først, når vindmøllestørrelsen er fastlagt. Der gennemføres altså kun detaljerede geotekniske undersøgelser for et scenarie; se evt. kapitel 4 i miljøkonsekvensrapporten for Aflandshage Vindmøllepark (NIRAS, 2021) for en detaljeret redegørelse for vindmøllelokaliteter og antal og typer af vindmøller i de tre scenarier.

De geotekniske forundersøgelser i forbindelse med forberedelserne til anlæg af Aflandshage Vindmøllepark involverer to typer undersøgelser: UXO (Unexploded Ordnance) undersøgelser og 2D-UHRS (2D Ultra High Resolution Seismic) undersøgelser, herefter omtalt hhv. UXO-undersøgelser og seismiske undersøgelser.

I det følgende beskrives de procedurer og det udstyr der anvendes til hhv. UXO- og seismiske undersøgelser. For en mere detaljeret beskrivelse af de seismiske undersøgelser henvises der til den tekniske baggrundsrapport, som offentliggøres sammen med denne temarapport (NIRAS, 2021).

3.2.1 UXO-undersøgelser

UXO-undersøgelser har til formål at lokalisere eventuelle ueksploderede sprængladninger i form af kanonkugler, artilleri-bomber, søminer mm.

Inden geotekniske borer kan gennemføres, skal der udføres detaljeret magnetometerundersøgelse i en radius af ca. 100 meter omkring hver vindmøllelokaltet. I tilfælde af fund af UXO, skal disse fjernes inden opstart af geotekniske borer. Hvis fundamenter eller kabelruter berører nogle af de objekter eller områder, som Vikingeskibsmuseet har identificeret som værende af potentiel arkæologisk betydning, skal disse besigtiges eller undersøges nærmere, efter nærmere aftale med Slots- og Kulturstyrelsen, forud for anlægsarbejdet, for at fastslå det faktiske kulturhistoriske potentiale, og for at bjærge flytbare fortidsminder i relevant omfang.

Under udarbejdelsen af forundersøgelser i 2019-2020 er der foretaget en overordnet undersøgelse af risikoen for UXO i hele forundersøgelsesområdet.

Der er i forbindelse med en indledende granskning af eksisterende og historisk viden om forekomsten af ikke-eksploderet ammunition (UXO) i forundersøgelingsområdet ikke fundet noget dokumentation for en sådan risiko i området (GEUS, 2020c). Efterfølgende er der gennemført opmåling af forundersøgelingsområdet med magnetometer, der kan identificere magnetiske objekter på havbunden (GEUS, 2020a). De identificerede anomalier i data fra kortlægningen med magnetometer er gennemgået for mulige UXO, og der er ikke fundet nogen tegn på UXO i forundersøgelingsområdet i disse data.

Der er således ingen indikation på, at der forekommer UXO i forundersøgelingsområdet for Aflandshage Vindmøllepark.

I forbindelse med de kommende forberedelser til anlæg af Aflandshage Vindmøllepark forventes det at være et vilkår i en kommende etableringstilladelse, at et uventet fund af UXO i anlægsområdet medfører midlertidigt stop af anlægsarbejdet. Forsvarskommandoen skal kontaktes, da det er Forsvarskommandoen, som varetager opgaven med at uskadeliggøre potentielle sprængfarlige genstande.

Der er på den baggrund ikke foretaget yderligere vurderinger af håndtering af UXO i miljøkonsekvensrapporten for Aflandshage Vindmøllepark.

Ligeledes foretages der ikke yderligere vurderinger i denne temarapport.

3.2.2 Seismiske undersøgelser

De seismiske undersøgelser har til formål som minimum at kortlægge de øverste 100 meter af havbunden.

Udstyret trækkes efter et fartøj som er godkendt til disse undersøgelsesformål. Fartøjet skal være lydsvagt, for ikke at forstyrre undersøgelsesudstyret og støjsignaturen for fartøjet skal desuden ligge udenfor frekvenserne som benyttes af udstyret. Udstyret skal trækkes i en afstand fra fartøjet således, at målingerne ikke vil blive forstyrret af båden.

Undersøgelserne skal som udgangspunkt dække hele vindmølleområdet, særligt områderne omkring vindmøllepositionerne. Dette opnås ved at undersøge hele vindmølleområdet i et gittermønster. Vindmølleområdet undersøges derfor i transekter i øst/vestgående retning efterfulgt af transekter i nord/sydgående retning, som vist i Appendix 1.

De seismiske undersøgelser finder sted fra maj til juli og forløber døgnet rundt og der vil blive anvendt følgende, som kan generere undervandsstøjniveauer, der kan påvirke havpattedyrene negativt:

- Sub Bottom Profiler (SBP) system
- Sparker
- Boomer

For disse tre typer er der udført detaljeret undervandsstøjsberegninger for at estimere påvirkningsafstandene hvor der kan opstå midlertidige og permanente høreskader samt adfærdspåvirkninger hos marsvin og sæler. De tekniske specifikationer for udstyret kan ses i Appendix 1.

Tabel 3.1: Tekniske specifikationer på benyttet udstyr. For lydniveau er der opgivet et RMS-lydtryksniveau (gennemsnitsniveau), og et lydeksponeringsniveau SEL (energi).

Udstyr	Frekvens (kHz)	Lydniveau (dB) (apparent SL)	Pulslængde (ms)
Sub Bottom Profiling system, SBP (Innomar, SES-2000 Medium 100)	80 – 100	186 SEL	0,1 – 2.5
Sparker (GeoMarine Geo-Source 800J)	0.2-3	178 SEL	5
Boomer (Applied Acoustics triple plate S-Boom (1000 Joules))	1-4	162 SEL	0.9

4 Metode

I dette afsnit beskrives den eksisterende viden om, der er anvendt som grundlag for miljøvurderingerne. Derudover gives der en kort beskrivelse af miljøvurderingsmetoden for påvirkningsgrad af de seismiske forundersøgelser.

4.1 Eksisterende viden

Beskrivelsen af de eksisterende forhold og forekomst af marine pattedyr i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshages Vindmøllepark er baseret på eksisterende viden samt flytællinger af marine pattedyr i kabelkorridoren og vindmølleområdet og i nærområdet, udført i perioden 2019/2020 i forbindelse udarbejdelse af miljøkonsekvensrapporten for Aflandshage Vindmøllepark (for flere detaljer henvises til baggrundsrapport for marine pattedyr" (NIRAS, 2021)).

Der er så vidt muligt foretaget en kortlægning af, hvilke delbestande af marine pattedyr, der benytter kabelkorridoren og vindmølleområdet, hvilket er vigtigt for at kunne beskrive de seismiske forundersøgelsers mulige effekter på bestandsniveau.

Marsvin er opført på habitatdirektivets bilag II og IV, mens både spættet sæl og gråsæler er opført på habitatdirektivets bilag II og V. Vurderinger udført efter habitatbekendtgørelsen er beskrevet i kapitel 9 om Natura 2000 og bilag IV-arter.

Studierne, som indgår i beskrivelsen af marsvin, baseres bl.a. på resultater fra SCANS-projekterne. SCANS-projekterne er et europæisk samarbejde om optælling af hvaler i den europæiske del af Atlanten, samt de indre danske farvande. Optællingerne blev udført, fra fly eller skib, i 1994, 2005, 2012, 2016 og 2020 (Hammond, et al., 2002; Hammond, et al., 2013; Hammond, et al., 2017; Viquerat, et al., 2013; SCANS; Unger, et al., 2021). Derudover inkluderes resultaterne fra SAMBAH-projektet, hvor der i tidsperioden fra 2011-2013 blev udført passiv akustisk monitoring af marsvin i Østersøen, for at undersøge bestandsstørrelsen og udbredelsen af Østersøpopulationen af marsvin (SAMBAH, 2016; Carlén, et al., 2018). Siden 1997 har DCE, Århus Universitet sat satellitsender på marsvin i de danske farvande (Sveegaard, et al., 2015; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018), som viser marsvins udbredelsesmønster på mere lokal skala, og resultaterne fra disse studier indgår ligeledes i beskrivelsen af forekomsten af marsvin.

Beskrivelsen af forekomsten af spættede sæler og gråsæler i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark, baseres blandt andet på GPS-data indsamlet i forbindelse med udarbejdelsen af VVM-redegørelsen for Kriegers Flak Havmøllepark (Dietz, et al., 2015). Beskrivelsen af de eksisterende forhold for sæler baseres ligeledes på den seneste bestandsoptælling af sæler ved flyovervågning på yngle- og fældelokaliteter, udført i forbindelse med NOVANA-overvågningsprogrammet (DCE, 2019b) samt Natura 2000-basisanalyser og -planer for de nærliggende Natura 2000-områder (basisanalyser 2022-2027).

Derudover er vurderingerne af effekter af seismiske forundersøgelser på marsvin og sæler baseret på eksisterende viden fra tidligere seismiske forundersøgelser og understøttet af den nyeste tilgængelige videnskabelige forskning indenfor området.

4.2 Vurderingskriterier

Vurderinger af miljøpåvirkninger sigter mod at identificere og evaluere væsentlige direkte og indirekte påvirkninger. Der findes ikke en fastlagt terminologi og graduering for miljøpåvirkningens relative størrelse, men der er både i det europæiske VVM-direktiv og i den danske miljøvurderingslov (LBK nr 1976 af 27/10/2021) beskrevet en række parametre, der skal indgå i vurderingen af miljøpåvirkninger, hvilket den valgte metode derfor baseres på.

I denne temarapport anvendes anvendes en terminologi for påvirkningsgrad som vist i Tabel 4.1 og som er identisk med den anvendte metode i miljøkonsekvensrapport for Aflandshage vindmøllepark (for en mere detaljeret beskrivelse se (NIRAS, 2021)). I tabellens højre kolonne beskrives de typiske effekter på miljøet ved de forskellige påvirkningsgrader, der er vist i venstre kolonne.

En væsentlig påvirkningsgrad i Tabel 4.1 kan sidestilles med miljøvurderingslovens (LBK nr 973 af 25/06/2020) anvendelse af begrebet væsentlig. I Miljøvurderingsloven ses vurderingen af væsentlige virkninger i relation til de kriterier, der er anført i lovens Bilag 6 pkt. 1 (projektets karakteristika) og pkt. 2 (Projektets placering) og de faktorer der fremgår af lovens § 20, stk. 4 idet der tages hensyn til:

- a) indvirkningens størrelsesorden og rumlige udstrækning
- b) indvirkningens art
- c) indvirkningens grænseoverskridende karakter
- d) indvirkningens intensitet og kompleksitet
- e) indvirkningens sandsynlighed
- f) indvirkningens forventede indtræden, varighed, hyppighed og reversibilitet
- g) kumulationen af projektets indvirkning med indvirkningerne af andre eksisterende og/eller godkendte projekter
- h) muligheden for reelt at begrænse indvirkningerne.

Tabel 4.1: Terminologi for miljøpåvirkninger, der er anvendt i denne miljøkonsekvensrapport.

Påvirkningsgrad	Typiske effekter på miljøet
Væsentlig	Der forekommer påvirkninger, som har et stort omfang, høj intensitet, er grænseoverskridende, komplekse og/eller af langvarig karakter, er hyppigt forekommende eller sandsynlige, og/eller der kan ske irreversible skader i betydeligt omfang. Kumulative påvirkninger af ovennævnte karakter.
Moderat	Der forekommer påvirkninger som ikke er væsentlige, men som enten har et relativt stort omfang eller langvarig karakter (f.eks. i hele anlæggets levetid), sker med tilbagevendende hyppighed eller er relativt sandsynlige og måske kan give visse irreversible, men helt lokale skader.
Lille/ubetydelig/ingen/positiv	Der forekommer påvirkninger, som kan have et vist omfang eller kompleksitet, en vis varighed ud over helt kortvarige effekter, og som har en vis sandsynlighed for at indtræde, men som ikke medfører irreversible skader. Der forekommer små påvirkninger, som er lokalt afgrænsede, ukomplicerede, kortvarige eller uden langtidseffekt og helt uden irreversible effekter. Eller der forekommer ubetydelige eller slet ingen påvirkning i forhold til status quo. Der forekommer positive påvirkninger.

Påvirkningsgraden belyses i relevant omfang i forhold til følgende parametre: art, rumlige udstrækning, størrelsesorden, intensitet, kompleksitet, varighed (kort, midlertidig eller permanent forstyrrelse), reversibilitet, hyppighed og sandsynlighed (høj, middel og lav). I vurderingen indgår det desuden, om receptoren/miljøkomponenten er vigtig/betydelig i forhold til internationale, nationale, regionale eller lokale interesser, samt følsomheden (sensitiviteten) af receptoren. Sensitiviteten kan angives som lav, mellem eller høj.

En kombination af ovenstående parametre danner grundlag for en vurdering af, om påvirkningsgraden er væsentlig, moderat eller lille/ingen/positiv (som vist i Tabel 4.1).

5 Bevaringsstatus og beskyttelsesforhold

I dette kapitel gennemgås de forskellige beskyttelsesforhold og bevaringsstatus for sæler og marsvin.

5.1 Beskyttelse af marine pattedyr

Marine pattedyr er nogle af de vigtigste topprædatorer i det marine miljø og er derfor opført under forskellige konventioner, der sigter mod at beskytte marine pattedyrs populationer og deres habitater. I Tabel 5.1 ses en liste med disse internationale konventioner og beskyttelsesforhold, der er gældende for henholdsvis marsvin, spættet sæl og gråsæl.

I Danmark har Miljø- og Fødevarmiljøministeriet udarbejdet en handlingsplan til beskyttelse af marsvin i de danske farvande (Miljøministeriet, 2005). For spættet sæl og gråsæl er der udarbejdet en forvaltningsplan for at beskytte sælerne samt minimere konflikter med menneskelige interesser (Miljøstyrelsen, 2020a).

Tabel 5.1: Internationale konventioner og beskyttelsesforhold, der er gældende for de marine pattedyr, der forekommer i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark.

Beskyttelsesforhold	Marsvin (<i>Phocoena phocoena</i>)	Spættet sæl (<i>Phoca vitulina</i>)	Gråsæl (<i>Halichoerus grypus</i>)
IUCNs rødliste	Bælthavspopulationen: Livskraftig (LC) Østersøpopulationen: Kritisk truet (CR)	Livskraftig (LC)	Livskraftig (LC)
CITES (Washington Convention)	Bilag II, IV	-	-
EU's Habitatdirektiv (92/43/EEC)	Bilag II, IV	Bilag II, V	Bilag II, V
Bern Konventionen	Bilag II	Bilag III	Bilag III
Bonn Konventionen	Bilag II	Bilag II	Bilag II
ASCOBANS	Omfattet	-	-
HELCOM (Helsinki Konventionen)	Omfattet	Omfattet	Omfattet
OSPAR (Oslo og Paris Konventionen)	Omfattet	Omfattet	Omfattet
EU's Havstrategidirektiv	Omfattet	Omfattet	Omfattet

5.1.1 Marsvins bevaringsstatus

Marsvin i danske farvande inddeles i tre forvaltningspopulationer; Østersøpopulationen, Bælthavspopulationen og Nordsøpopulationen (se afsnit 6.1.2 for flere detaljer). Bevaringsstatus for marsvin i den marine atlantiske region er overordnet set vurderet at være gunstig (Fredshavn, et al., 2019). Baseret på optællinger fra SCANS-projekterne, et europæisk samarbejde om optælling af hvaler i den europæiske del af Atlanten som blev udført i 1994, 2005 og 2016, vurderes Nordsøpopulationen over den 22-årige periode overordnet at være stabil. Populationen er estimeret til at bestå af et sted mellem 300.000-350.000 individer (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).

Bælthavspopulationen er ligeledes i forbindelse med SCANS optalt i 1994, 2005, 2012, 2016 og 2020. Optællingerne i 2012 og 2016 er udelukkende for Bælthavspopulationen, og er foretaget med samme metode, de kan derfor sammenlignes direkte (Sveegaard, et al., 2015). Baseret på optællingerne i 2012 og 2016 ses der ingen signifikant forskel i populationsstørrelsen, som er estimeret til at være på godt 42.000 marsvin. I 2020 blev Bælthavspopulationen igen optalt i mini-SCANS II-projektet. I denne optælling estimeres populationsstørrelsen til kun ca. 17.000 marsvin (Unger, et al., 2021), altså mere end en halvering af de tidligere estimater. Den seneste optælling blev udført med fly, hvor de to tidligere optællinger af Bælthavspopulationen er foretaget med skib, hvilket gør sammenligning svær. Desuden er antallet af observationer i Lillebælt og Storebælt markant mindre end tidligere observeret, og i kontrast til, hvad der er blevet indrapporteret via et citizens-science-projekt fra Syddansk Universitet fra samme områder og tidsperiode (Magnus Wahlberg pers. komm.). Resultaterne fra den seneste optælling kan derfor ikke stå alene, men må sammenholdes med tidligere optællinger, og skal underbygges af nye optællinger inden et så markant fald i populationsstørrelse kan verificeres.

Østersøbestanden af marsvin blev i forbindelse med SAMBAH-projekt estimeret til at bestå af blot 500 individer (SAMBAH, 2016). DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) har ved habitatdirektivets artikel 17 vurdering i 2019 vurderet, at Østersøbestanden har stærkt ugunstig bevaringsstatus, mens Nordsø- og Bælthavsbestandene begge har gunstig bevaringsstatus (Fredshavn, et al., 2019).

5.1.2 Sælers bevaringsstatus

Spættet sæl forekommer i alle danske farvande og blev ved den seneste indrapportering i forhold til Habitatdirektivets artikel 17 (2019), vurderet til at være i gunstig bevaringsstatus i begge biogeografiske marine regioner, som det danske havområde indgår i (Miljøstyrelsen, 2020a; Fredshavn, et al., 2019).

I HELCOM-regi indebærer god miljøtilstand for populationsstørrelse, at en population som minimum er over HELCOMs 'limit reference level' (LRL), som er fastsat til 10.000 individer. I denne sammenhæng betragtes bestandene af spættet sæl i den vestlige Østersø og Kattegat som én samlet metapopulation, hvor man summer bestandsestimaterne i forhold til denne tærskelværdi. Dermed når denne 'metapopulation' over LRL. Der er dog ikke god evidens for, at de spættede sæler fra disse to områder har stor udveksling. Populationstrends i de to områder tyder på, at Kattegat-området (delt med Sverige) har opnået den HELCOM-definerede 'target reference level' (TRL), hvor bestandsudviklingen begynder at stabilisere sig (seneste fælles estimat for Kattegat er ca. 16.800 individer i 2016), mens bestanden af spættede sæler i den vestlige Østersø stadig er i vækst og estimeret til at bestå af ca. 1.800 individer i 2018 (Miljøstyrelsen, 2020a; HELCOM, 2018).

Gråsælens bevaringsstatus blev i 2019 vurderet som ugunstig i Danmark, hvilket primært skyldes den meget lille ynglebestand. Bestanden vokser i begge de biogeografiske marine regioner, som det danske havområde indgår i (Miljøstyrelsen, 2020a; Fredshavn, et al., 2019).

Hvad angår gråsæler i HELCOM-regi, er den fælles bestand, som deles af alle Østersølande, langt over LRL med en optalt bestand på ca. 38.000 i 2019. Hertil kommer et ukendt antal, der har opholdt sig til havs under optællingen (i modsætning til spættet sæl er der ikke udregnet en korrektionsfaktor, som estimerer denne fraktion). Selvom antallet af gråsæler i Østersøen er stagneret i en årrække

fra 2013 til 2018, er det ikke sandsynligt, at den har nået TRL, da områder i de indre danske farvande, der tidligere har haft høj tæthed af gråsåler, langt fra er genkoloniseret af gråsåler (Miljøstyrelsen, 2020a; HELCOM, 2018).

5.1.3 Eksisterende trusler

5.1.3.1 Marsvin

Historisk har der været store fangster af marsvin i den baltiske region, med 2.000 individer taget årligt i danske farvande i slutningen af 1800-tallet og muligvis større fangster i den egentlige Østersø (HELCOM, 2013). Marsvin er truet af en række menneskeskabte aktiviteter og påvirkninger. Utsigtet bifangst fra garnfiskeri spiller en særlig vigtig rolle for marsvin og anses for at være den primære årsag til dødelighed af marsvin forårsaget af mennesker (ASCOBANS, 2012). Den seneste rapport fra danske farvande estimerer en årlig bifangst på mere end 2.700 marsvin (Larsen, Kindt-Larsen, Sørensen, & Glemarec, 2021), men til dette skal sandsynligvis lægges et større mørketal (Larsen, Kindt-Larsen, Sørensen, & Glemarec, 2021). Garn menes at være ansvarlige for de fleste bifangster, men marsvin fanges også lejlighedsvis i trawl (ASCOBANS, 2012). Derudover har fiskeri en indirekte effekt på marsvin, da overfiskeri reducerer deres vigtigste fødekilde (ASCOBANS, 2012).

Desuden er marsvin og andre havpattedyr, især i Østersøregionen, stadig udsat for høje niveauer af forurenende stoffer såsom lipofile kemikalier, herunder polychlorerede biphenyl (PCB), dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) og andre organiske stoffer, samt tungmetaller (Bruhn, Kannan, Petrick, Schulz-Bull, & Duinker, 1999). Murphy, et al. (2010) fandt indikationer for en sammenhæng mellem højere organoklor-koncentrationer og lavere graviditetsniveau hos marsvin. Marsvin i Østersøen er blevet rapporteret at have op til 254 % højere gennemsnitsniveauer af PCB end marsvin fra Kattegat og Skagerrak (Bruhn, Kannan, Petrick, Schulz-Bull, & Duinker, 1999; Berggren, et al., 1999). I de senere år er niveauet af PCB i Østersøens biomasse faldet, men koncentrationen af andre kemikalier som perfluorerede stoffer (PFAS og PFOA) er stadig høj, og muligvis stigende (Huber, et al., 2012). Lidt er i øjeblikket kendt om den præcise påvirkning af forurenende stoffer på havpattedyr. Potentielt kan de angribe lymfesystemet, det endokrine system (f.eks. skjoldbruskkirtlen) og enzymer, og kan derved permanent skade dyrene (Das, De Groof, Jauniaux, & Bouquegneau, 2006a.; Das, et al., 2006b; Beineke, Siebert, Stott, G., & Baumgärtner, 2007; Yap, et al., 2012). Mahfouz et al. (2014) så at koncentrationen af forskellige metaller i leveren og nyrerne var forhøjet hos strandede marsvin, som var døde af infektionssygdomme, sammenlignet med dyr, der var døde af skader. Jepson et al. (2005) nåede til en lignende konklusion efter at have undersøgt strandede marsvin i Storbritannien. Dyr, der var døde af infektionssygdomme, viste øgede PCB-koncentrationer i deres spæk.

Derudover påvirker eutrofiering og stigende vandtemperatur som følge af klimaændringer livet i Østersøen. Begge fænomener påvirker planteplanktonproduktionen og dermed fundamentalt fødekæderne i marine systemer (Andersson, et al., 2015; Andersen, et al., 2017). Mens eutrofieringsniveauet stagnerer eller falder svagt, begynder virkningerne af klimaændringerne først nu at kunne mærkes med stigende intensitet. Selvom begge processer generelt øger produktiviteten i det marine system, kan øget planteplanktonproduktion også føre til giftig algeopblomstring eller faldende fiskebestande (Andersson, et al., 2015). På den anden side er de indbyrdes sammenhænge meget komplekse, især på grund af klimaændringer og kan være svære at forudsige. Klimaændringer forårsager ikke kun en stigning i

vandtemperaturen, men saltindholdet er også stigende på grund af faldende ferskvandsforsyning (Takolander, Cabeza, & Leskinen, 2017).

Støjforurening fra skibsfart, konstruktion af havvindmølleparker og seismiske undersøgelser er yderligere en type forurening, der påvirker marsvin i Østersøen. For en mere detaljeret beskrivelse se afsnit 6.

5.1.3.2 Sæler

Sælpopulationerne i Østersøen er blevet alvorligt reducerede pga. af jagt, bifangst i fiskeriet, og senere også af sygdomme relateret til forurening, samt PDV-virus. Andre trusler mod populationerne omfatter tab af levesteder på grund af kystudvikling (HELCOM, 2013).

En af de primære trusler mod sæler er at blive viklet ind i fiskeredskaber (bifangst), men det ser ikke ud til at udgøre en trussel mod bestanden af spættet sæl og gråsæl eller bestandens genopretning (Herrmann, 2013). Det seneste estimat af bifangst af sæler i danske farvande er 890 sæler om året (Larsen et al. 2021). Dette estimat er dog ikke delt op i gråsæler og spættede sæler, men er det samlede antal, og til det skal sandsynligvis også lægges et større mørketal. Fiskeri har også en indirekte effekt på sæler, da fiskeri reducerer deres vigtigste fødekilde (ASCOBANS, 2012).

Ydermere er sæler i Østersøen stadig udsat for høje niveauer af forurenende stoffer såsom lipofile kemikalier, herunder polychlorerede biphenyler (PCB), dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) og andre organiske stoffer, samt tungmetaller (Sørmo, et al., 2005). Forurenende stoffer ophobes i havpattedyr gennem fødekæden. DDT og PCB giver især reproduktionsproblemer i Østersøen, og til trods for aftagende jagt af gråsæler fra 1950'erne og frem, fortsatte bestanden med at falde og har først været i bedring siden 1980'erne (Herrmann, 2013) i takt med faldende PCB og DDT-niveauer. Kun lidt er i øjeblikket kendt om den præcise påvirkning af forurenende stoffer på sæler. Potentielt kan kemikalierne angribe lymfesystemet, det endokrine system (f.eks. skjoldbruskkirtlen) og enzymer, og kan derved permanent skade dyrene (Sørmo, et al., 2005). Negative effekter af forskellige tungmetaller på immunsystemet er blevet påvist i sæler i Nordsøen (Kakuschke, Valentine-Thon, Fonfara, Kramer, & Prange, 2009).

Derudover påvirker eutrofiering og en stigende vandtemperatur som følge af klimænderinger livet i Østersøen. Påvirkningerne på sæler er den samme som man ser for marsvin (se afsnit 5.1.3.1).

Støjforurening fra skibsfart, konstruktion af havvindmølleparker og seismiske undersøgelser er yderligere en type forurening, som påvirker sæler i Østersøen. For en mere detaljeret beskrivelse se afsnit 6.

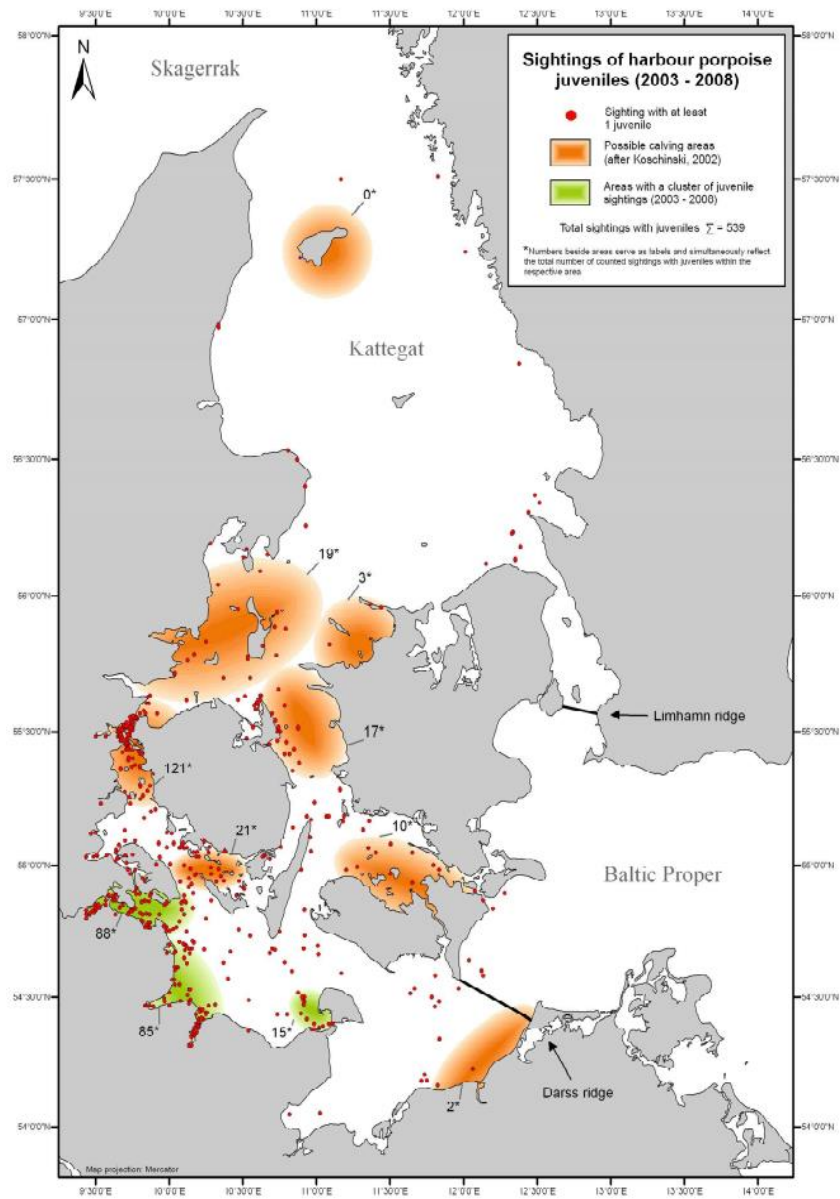
6 Eksisterende forhold

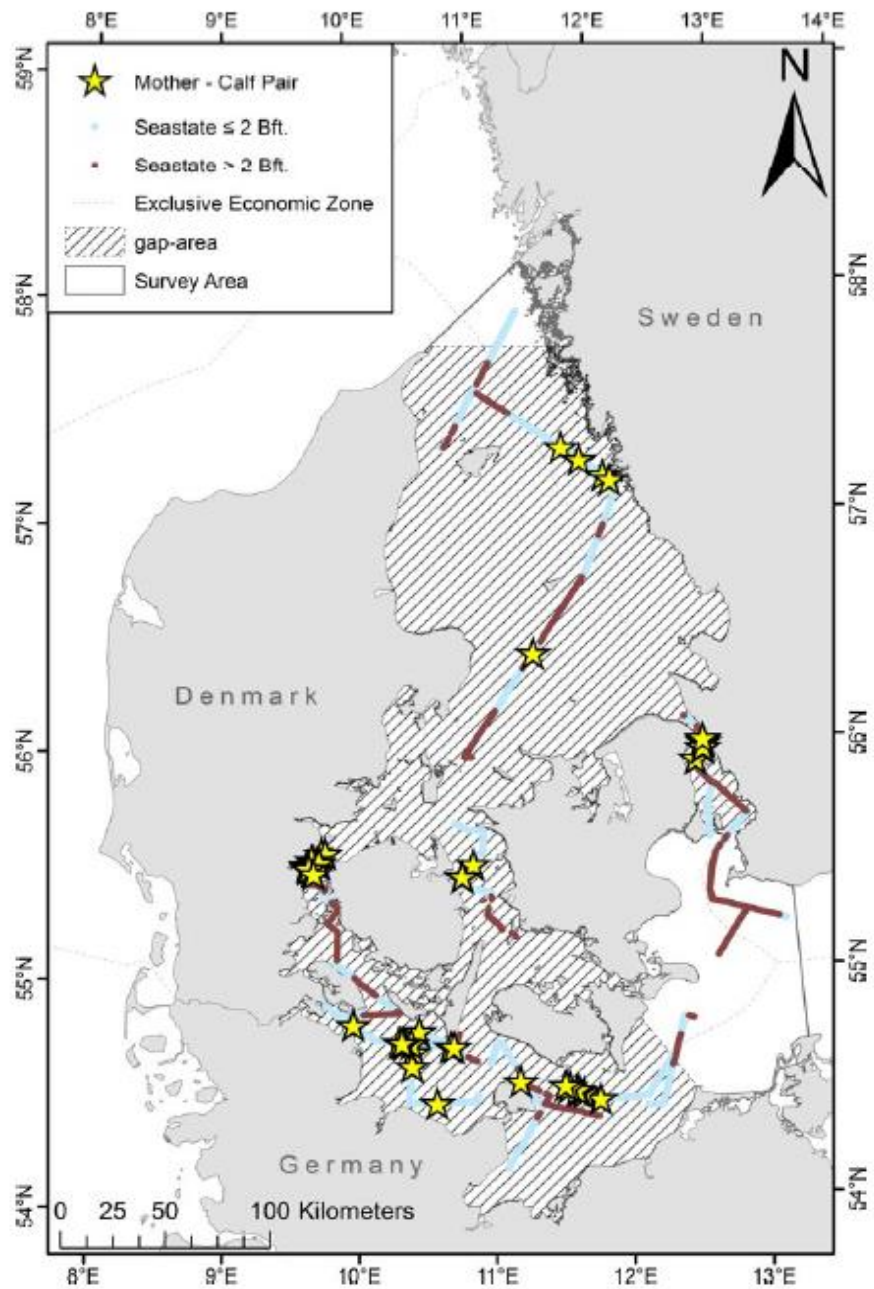
Dette kapitel beskriver de eksisterende forhold for de tre arter af marine pattedyr, som forekommer i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark; marsvin, spættet sæl og gråsæl. Derudover beskrives resultaterne fra flytællingerne af marine pattedyr samt viden, der er relevant for at kunne udføre vurderingerne af påvirkninger på marine pattedyr i området for Aflandshage Vindmøllepark.

6.1 Marsvin

Marsvin (*Phocoena phocoena*) er en af de mindste hvalarter, med udbredelse i hele Nordatlanten, det sydlige Stillehav og Sortehavet. Hunnerne er ca. 150-160 cm lange og vejer mellem 60-65 kg, hvorimod hannerne har en gennemsnitslængde på 140-145 cm og vejer mellem 46-50 kg (Lockyer C. , 2003). Med en gennemsnitlige levetid på 8-10 år og en maksimal levetid på 20-30 år har marsvinet en kort levetid sammenlignet med andre tandhvaler. Marsvin bliver kønsmodne, når de er 3-5 år. Ynglesæsonen i de indre danske farvande er fra maj til september, og hunnerne føder det efterfølgende år i juni – august en enkelt kalv (Sørensen & Kince, 1994). Marsvinet er den mest udbredte hval i de indre danske farvande, og den eneste hvalart, som med sikkerhed yngler i de danske farvande. Der er ikke kendskab til nogle specifikke yngleområder for marsvin i danske farvande, men ud fra observationer af kalve har man identificeret mulige yngleområder ("hotspots") (Loos, Deimer, Fietz, Hennig, & Schütte, 2010). Som det fremgår af Figur 6.1, er kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark i Øresund ikke identificeret som et muligt yngleområde for marsvin.

Figur 6.1: Mulige ynglesteder for marsvin i indre danske farvande baseret på observationer af kalve (Loos, Deimer, Fietz, Hennig, & Schütte, 2010) (øverste figur). Observationer af mor-kalve par under mini-SCANS skibssurvey udført i 2012 (Viquerat, et al., 2013) (nederste figur).





Der er dog observeret mor-kalve par i den nordlige del af Øresund (Figur 6.1). Den relativt store forekomst af marsvin i den nordlige halvdel af Øresund kan meget vel hænge sammen med koncentrationen af potentielle byttedyr, idet området ved Sjællands nordkyst (i Øresund) og området nord for Helsingborg rummer store områder med stenrev, hvor der er en stor biodiversitet med mange forskellige arter af byttefisk (Øresundssamarbejdet, 2007).

Marsvin i danske farvande færdes fortrinsvis i kystnære områder (på vanddybder lavere end 200 meter), hvor de både søger føde og yngler. Marsvin forekommer ofte alene eller i små grupper på 1-2 individer, f.eks. mor og kalv, men større

grupper på 6-8 individer er ikke unormalt (Bjørge & Tolley, 2009; Koschinski, Current knowlegde on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), 2002). Marsvin kan dykke ned til dybder på over 220 meter og være neddykket i mindst 5 minutter, dog er de fleste dyk udført på lavt vand med en varighed på mindre end 2 minutter (Westgate, Read, Koopman, & Gaskin, 1995; Otani, Naito, Kawamura, Kawasaki, & Kato, 1998; Teilmann, Larsen, & Desportes, 2007).

6.1.1.1 *Byttedyr og fødesøgningsadfærd*

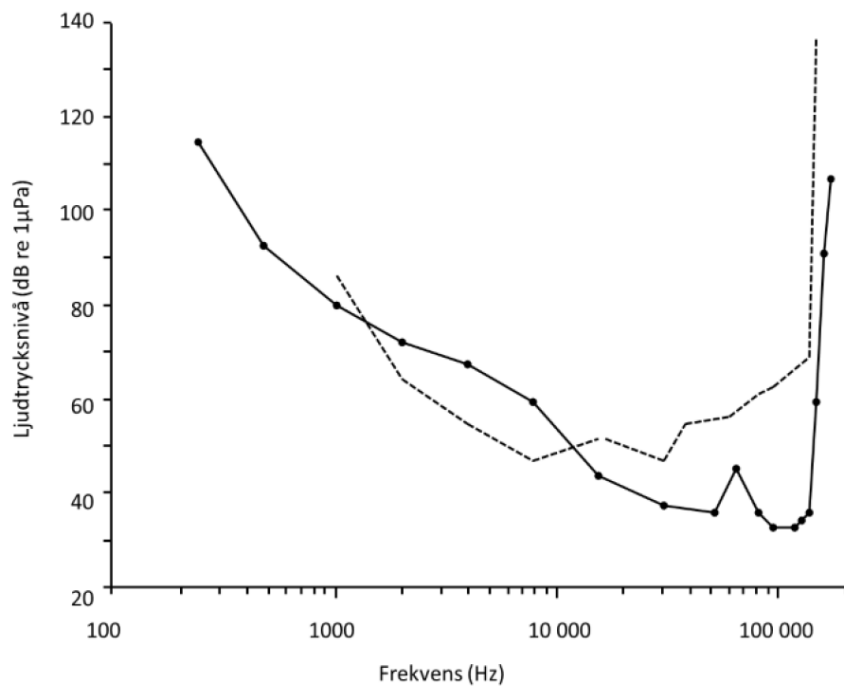
Selvom marsvinet er meget alsidigt i sit fødevalg, har analyser af maveindhold fra marsvin i både Nordsøen og Østersøen vist, at der er en overvægt af arter som sild (*Clupea harengus*), brisling (*Sprattus sprattus*), torsk (*Gadus morhua*), hvilling (*Merlangius merlangius*), kutlinger (*Gobiidae*) og tobis (*Ammodytidae*) i maveindholdet (Aarefjord, Bjørge, CC, & Lindstedt, 1995; Benke, Siebert, Lick, Bandomir, & R, 1998; Andreasen, et al., 2017). Kombinationen af marsvins forholdsvis lille størrelse og at det lever i tempererede farvande gør, at det har et relativt højt energiforbrug (Kastelein, Hardeman, & Boer, 1997; Lockyer, Desportes, Hansen, Labberté, & Siebert, 2003; Rojano-Doñate, et al., 2018), og studier viser, at marsvin fouragerer både i dag- og nattetimerne, hvor de kan jage op til 550 små fisk i timen (Wisniewska, et al., 2016). På grund af deres høje energiforbrug er det foreslået, at tilstedeværelsen af marsvin er relateret til densiteten af deres byttedyr, hvilket et studie på marsvin i Øresund understøtter (Sveegaard, et al., 2012; Stalder, et al., 2020). Sveegaard et al. (2012) fandt, at tætheden af marsvin i Øresund var lav i vinterhalvåret (november-marts), hvor tilstedeværelsen af byttedyr var begrænset, hvorimod tætheden af marsvin var tilsvarende høj i sommerhalvåret (april-oktober), hvor der forekommer flere byttedyr.

6.1.1.2 *Høreevne og ekkolokalisering*

Høreevne er en vigtig sansemodalitet for marsvin, da de ligesom andre tandhvaler aktivt benytter lyd til at navigere og finde bytte i form af ekkolokalisering, hvor marsvinet udsender højfrekvente lyde (peak frekvens på 130 kHz) og lytter efter tilbagekastede ekkoer (Møhl & Andersen, 1973; Miller, 2010; Wisniewska, et al., 2016). Anvendelsen af ekkolokalisering til at finde byttedyr gør marsvin i stand til at fouragere døgnet rundt (Akamatsu, Wang, Wang, & Naito, 2005; Wisniewska, et al., 2016).

Der er udført flere studier på marsvins hørelse, som dokumenterer, at marsvin hører godt og kan høre lyde over et bredt frekvensspektrum (Andersen S., 1970; Kastelein, Bunschoek, Hagedoorn, Au, & Haan, 2002; Kastelein, Hoek, de Jong, & Wensveen, 2010). Generelt for pattedyr hører de ikke lige godt ved alle frekvenser, hvilket også er gældende for marsvin. Som det fremgår af Figur 6.2, hører marsvin godt i frekvensområdet 10-140 kHz, men er mest følsomme i frekvensområdet fra 90-140 kHz, med en høretærskel på ca. 40-60 dB re 1 μ Pa (Kastelein, Bunschoek, Hagedoorn, Au, & Haan, 2002). Dette er sammenfaldende med det frekvensområde, som indeholder størstedelen af energien i deres ekkolokaliseringsslyde (Møhl & Andersen, 1973). Marsvin kan også høre frekvenser under 10 kHz, men med aftagende følsomhed ned mod de lavere frekvenser. Over 140 kHz er der et skarpt fald i følsomheden mod de højere frekvenser (Figur 6.2).

Figur 6.2: Hørekurve for marsvin modificeret efter Kastelein et al. (2010) og Andersen (1970) (stiplet linje). Frekvensområdet, hvor marsvin hører bedst, er 10-140 kHz (Tougaard & Michaelsen, 2018)

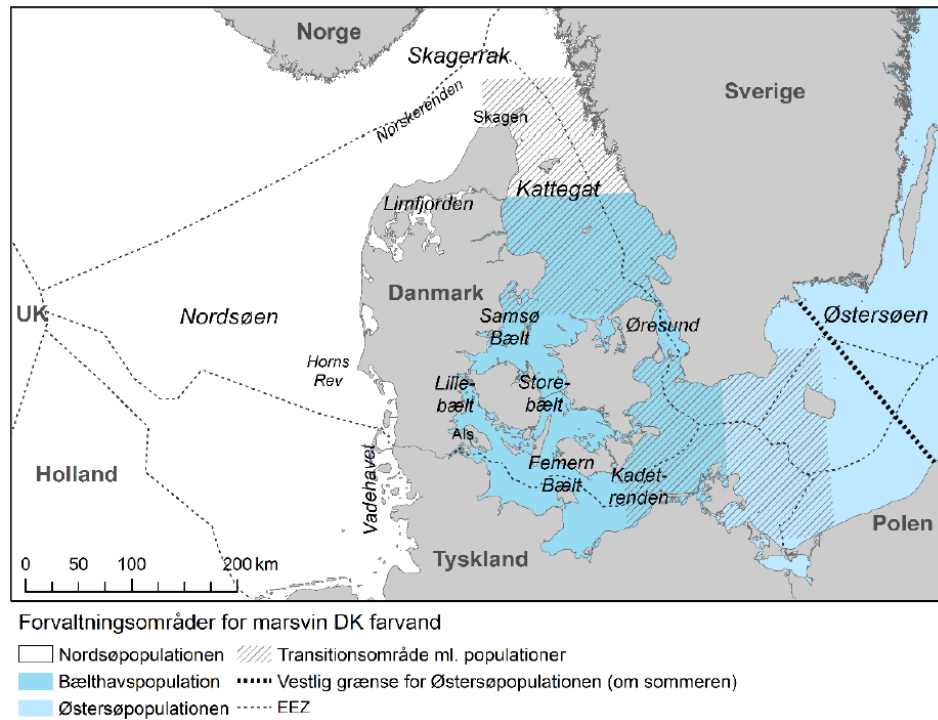


6.1.2 Udbredelse af marsvin i de danske farvande

Marsvin forekommer i størstedelen af de indre danske farvande (Kinze, Jensen, & Skov, 2003; Hammond, et al., 2002; Hammond, et al., 2017) men med en ret uens fordeling, hvilket formentlig skyldes tilgængeligheden og fordelingen af deres byttedyr (Sveegaard, 2011; Sveegaard, et al., 2012).

Marsvin i de indre danske farvande opdeles i tre subpopulationer, baseret på morfologiske, genetiske og satellitmærknings studier: 1) Østersøpopulationen (farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen), 2) Bælthavspopulationen (farvandet omfattende Bælthavet, Øresund, sydlig Kattegat og vestlig Østersø) og 3) Nordsøpopulationen (farvandet omfattende Nordlig Kattegat, Skagerrak og Nordsøen) (Galatius, Kinze, & Teilmann, 2012; Sveegaard, et al., 2015; Wiemann, et al., 2010). Som det fremgår af Figur 6.3 er de tre populationer ikke adskilt af geografiske barrierer, og der er i nogen grad overlap i udbredelse mellem de tre marsvinepopulationer. Disse er angivet med skravering på figuren (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).

Figur 6.3: Forvaltningszoner for de tre populationer af marsvin i danske farvande med angivelse af transitionsområder (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).



6.1.3 Udbredelse af marsvin i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark

Aflandshage Vindmøllepark befinder sig i et område, som primært benyttes af Bælthavspopulationen af marsvin, men området for Aflandshage Vindmøllepark er også angivet som et transitionsområde, hvor der kan forekomme individer fra Østersøpopulationen. Dog er kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark i udkanten af transitionsområdet for Østersøpopulationen af marsvin (Figur 6.3).

Udbredelse og status af Bælthavspopulationen af marsvin

Undersøgelser af forekomsten og udbredelsen af marsvin i den europæiske del af Atlanterhavet (herunder marsvinebestanden i Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige del af Østersøen) er udført i forbindelse med det internationale projekt SCANS, hvor der i 1994, 2005, 2012, 2016 og 2020 blev gennemført både fly og skibstællinger af marsvin (Hammond, et al., 2002; Hammond, et al., 2013; Hammond, et al., 2017; Viquerat, et al., 2013; Unger, et al., 2021). I forbindelse med SCANS er Bælthavspopulationens absolutte bestandstørrelse estimeret. Baseret på optællingerne udført i 2012 og 2016 ses der ingen signifikant forskel i populationsstørrelsen, som er estimeret til at være på godt 42.000 marsvin (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). I 2020 blev Bælthavspopulationen igen optalt i mini-SCANS II-projektet. I denne optælling estimeres populationsstørrelsen til kun ca. 17.000 marsvin (Unger et al 2021). Antallet af observationer i Lillebælt og Storebælt er dog markant mindre end tidligere observeret, og i kontrast til andre studies af samme område i samme tidsperiode (Magnus Wahlberg pers. komm.). Resultaterne skal derfor verificeres af yderligere optællinger inden et så markant fald i populationsstørrelse kan dokumenteres. Populationen vurderes af IUCN stadig som værende "ikke truet" (IUCN, 2020).

Baseret på data fra SCANS II i 2005, er tætheden af marsvin i sommerhalvåret ca. 0,1-0,2 individer/km² i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (Figur 6.4). Tæthedsestimatet baseret på det seneste SCANS III-survey er på 1,04 individer/km², hvilket er et overordnet tæthedsestimat for hele Bælthavspopulationen i de indre danske farvande, og derfor vil være et overestimat af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Mini-SCANS II fra 2020 estimerede også et overordnet tæthedsestimat på 0.41 individer/km², men skal verificeres af yderligere optællinger.

Figur 6.4: Estimerede marsvin-tætheder baseret på fly- og skibsobservationer fra SCANS II udført i sommeren 2005 (Hammond P. , 2006).

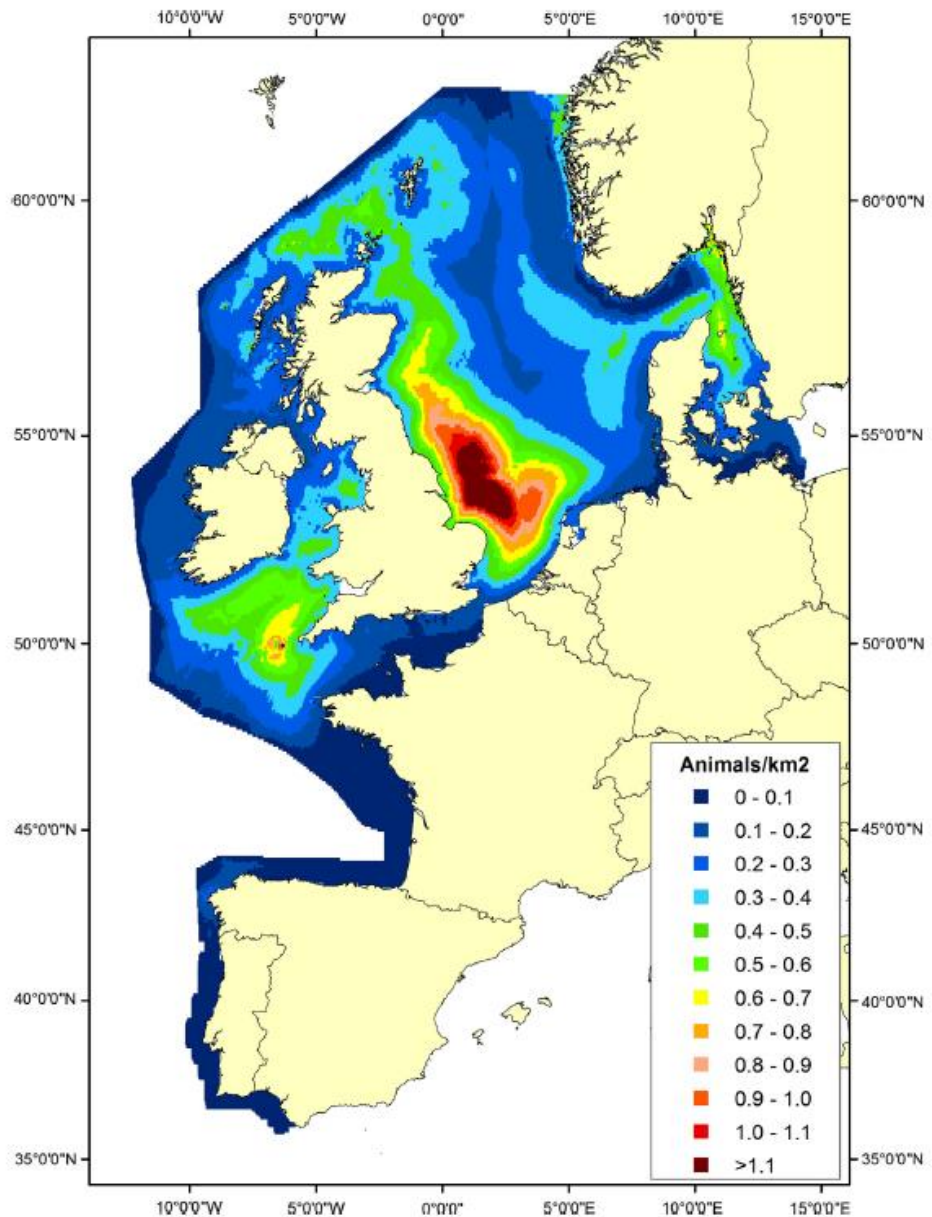
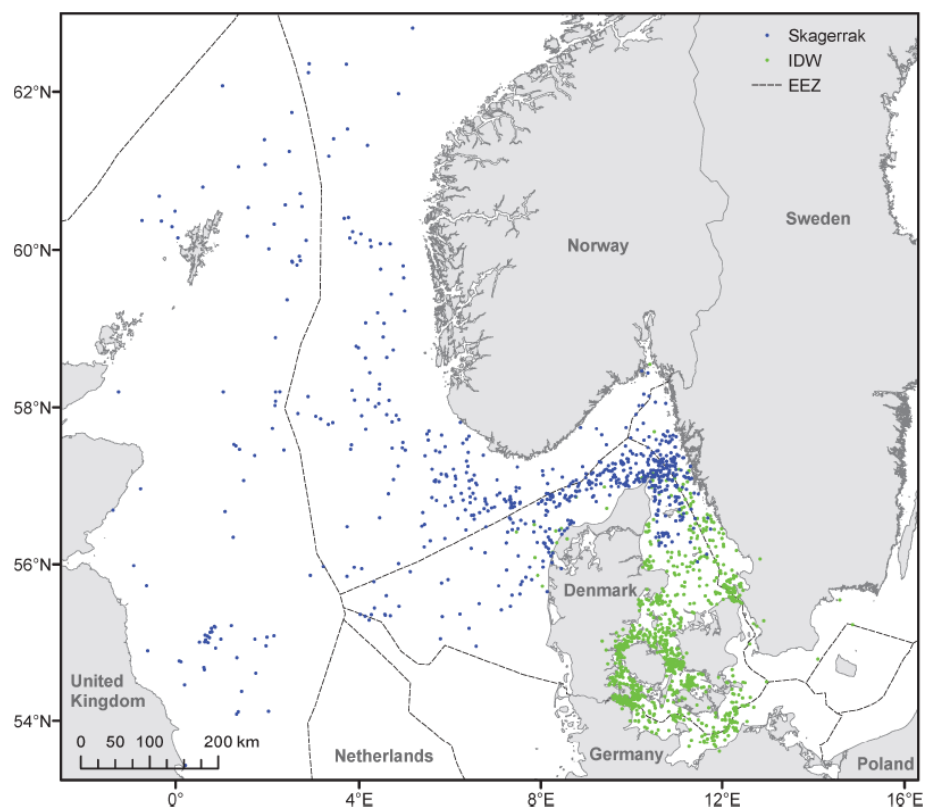
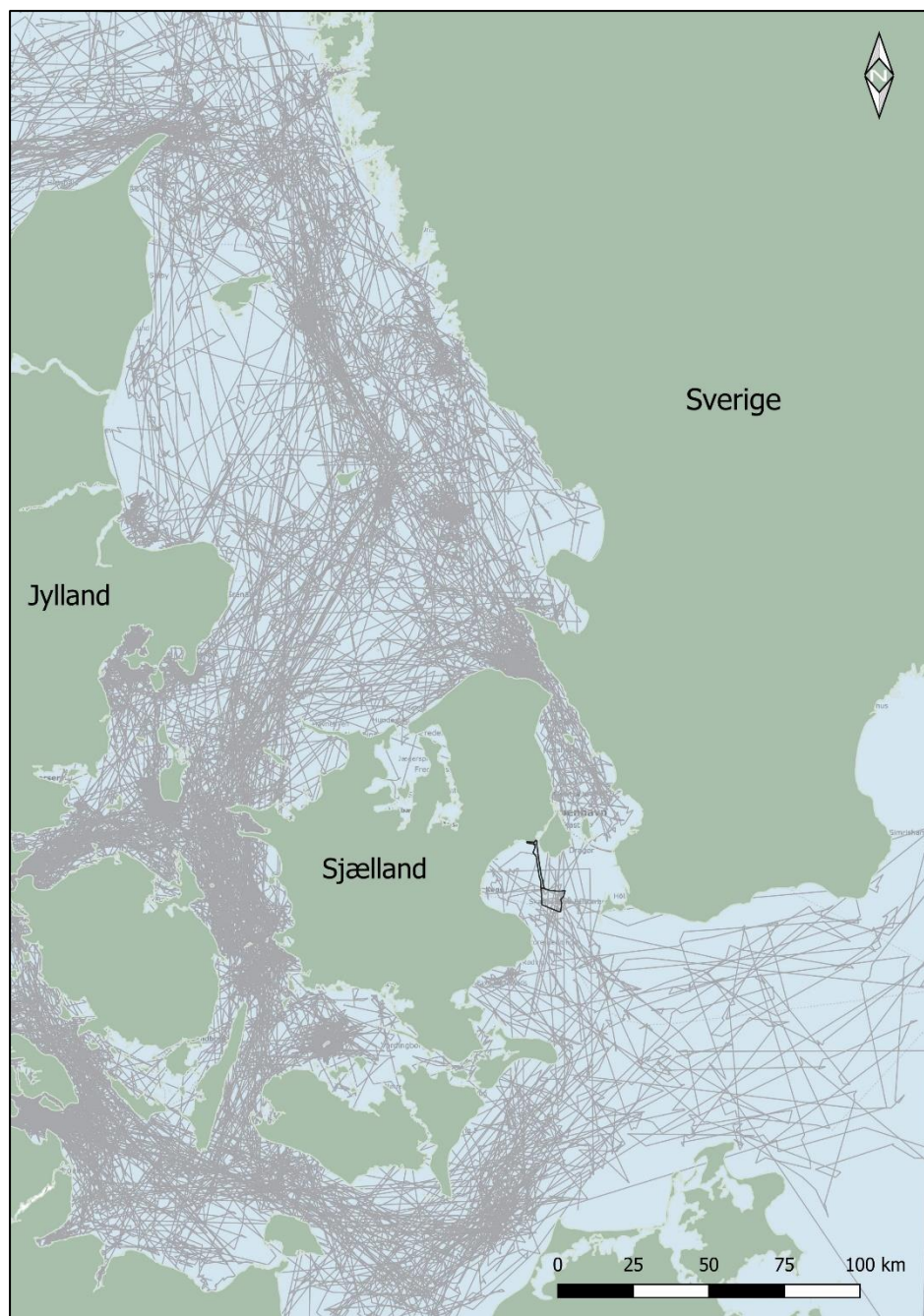


Fig. 8. Predicted density surface for harbour porpoise in 2005

I tidsperioden fra 1997 til 2016 er der sat 125 satellitsendere på marsvin i de indre danske farvande i forbindelse med forskellige projekter (Teilmann, et al., 2008; Edrén, Wisz, Teilmann, Dietz, & Soderkvist, 2010; Sveegaard, 2011; Sveegaard, et al., 2015; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Disse data giver et solidt indblik i fordelingen af marsvin over tid på en lokal skala, samt hvor de enkelte individer færdes. Satellitsenderene er sat på marsvin, der utilsigtet er blevet fanget i bundgarn. Enkelte individer har kunnet spores i op til 500 dage (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Alle marsvin, der er fanget i tidsperioden 1997-2015, er fanget i de indre danske farvande indenfor forvaltningsgrænsen og transitionsområdet for Bælthavspopulationen (Kattegat, Bælthavet og den vestlige del af Østersøen) (Sveegaard, et al., 2015). I Figur 6.5 er forekomsten og udbredelsen af 99 marsvin, udstyret med satellitsendere i tidsperioden 1997-2013 vist. Som det fremgår af figuren, benytter marsvinene store dele af de indre danske farvande (Sveegaard, 2011; Dietz, et al., 2015). Der er en høj tæthed af marsvin i tragten nord for Gilleleje og i den yderste nordlige del af Øresund, hvilket meget vel kan hænge sammen med den store forekomst af byttefisk i området (Øresundssamarbejdet, 2007). Desuden ses marsvin også i relativt højere tætheder i Femernbælt, længere mod syd for forundersøgelserområdet for Aflandshage Vindmøllepark.

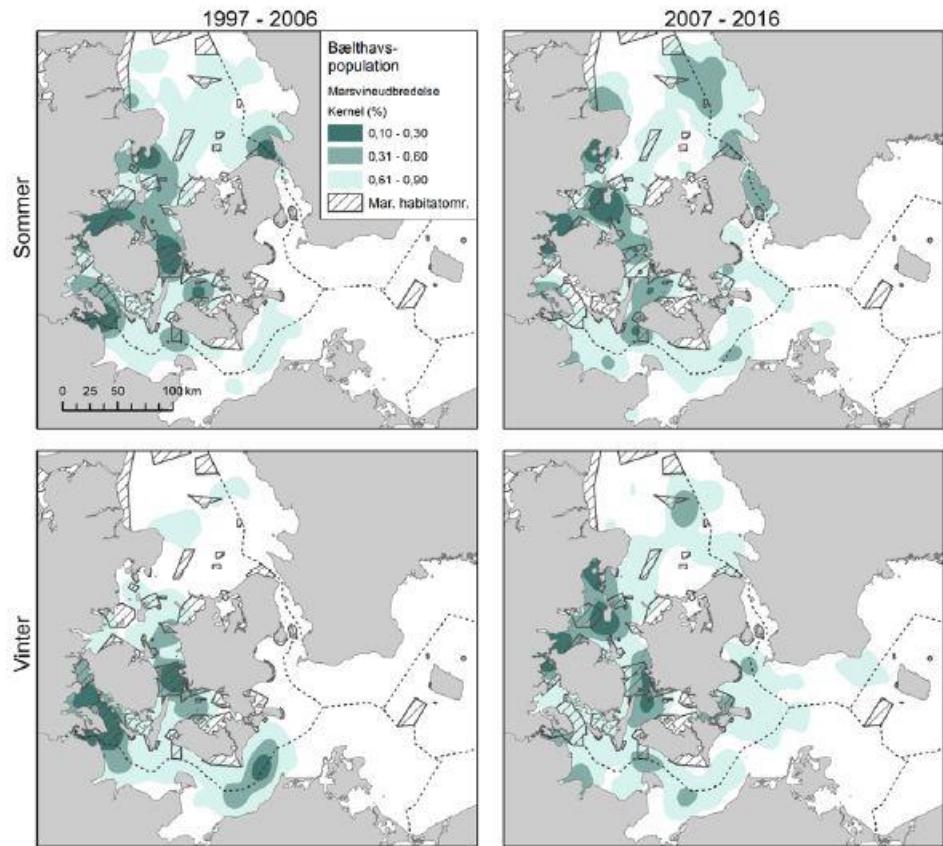
Figur 6.5: Øverste figur viser forekomsten og udbredelse af satellitmærkede marsvin i de indre danske farvande. 26 marsvin blev mærket ved Skagen (blå punkter) og tilhører med stor sandsynlighed Nordsøpopulationen, mens de 38 individer, der blev mærket i de indre danske farvande (grøn) og tilhører med stor sandsynlighed bælthavspopulationen. Hvert punkt repræsenterer en position hver 4 dag (Sveegaard, Teilmann, Tougaard, & Dietz, 2011). Nederste figur viser migrationsruterne fra de 99 marsvin. Figuren er modificeret efter (Dietz, et al., 2015), og telemetridata er indsamlet af DCE, Aarhus Universitet. Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er vist med en sort linje. ©SDFE





Ud fra data fra satellitsenderne påsat 125 marsvin i tidsperioden 1997-2016 har Sveegaard et al. (2018) modelleret udbredelsen af marsvin i bæltshavsforvaltningsområdet opdelt i to 10-årsperioder (1997-2006 og 2007-2016). Datasættet er yderligere delt op i sommer og vinterhalvåret (Figur 6.6). Udbredelsen af de satellitmærkede marsvin er vist som relative tætheder (Kernel Density Estimation).

Figur 6.6: Udbredelse af satellitmærkede marsvin i Bælthavsforvaltningsområdet modelleret som Kernel-tætheder. Kernel-tæthedsmodellering angiver det mindst mulige areal med flest mulige positioner. Kernel-kategorierne er inddelt i tre tætheder: 1) Høj tæthed (indeholder 30% af alle positioner fra marsvin på mindst muligt areal), 2) Middel tæthed (31-60%) og 3) Lav tæthed (61-90%) (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018)



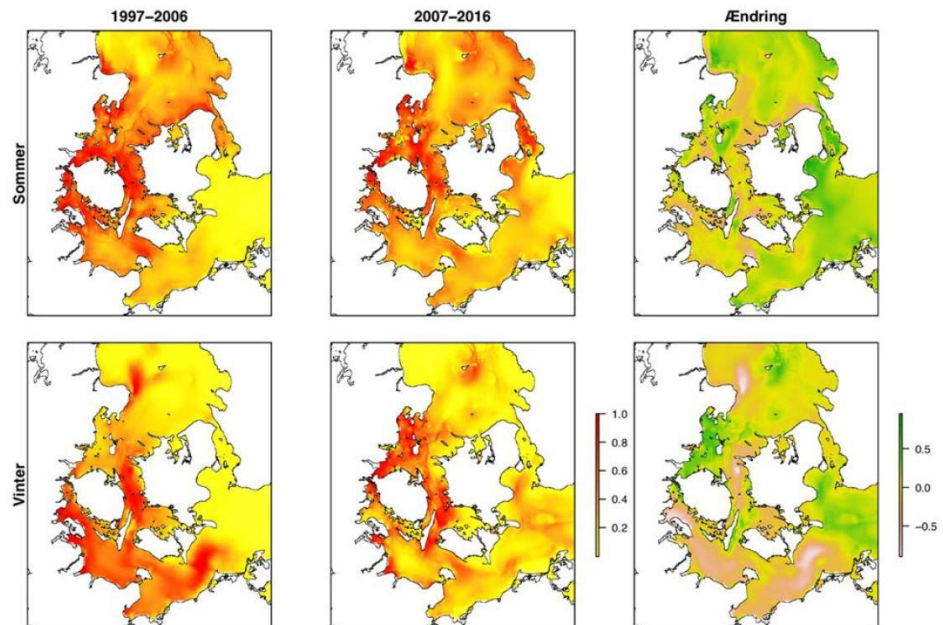
Resultatet af modelleringen viser, at nogle områder benyttes mere af marsvin end andre områder, og at der er tydelig sæsonvariation i forekomsten af marsvin i nogle områder. Sæsonvariationer i forekomsten af marsvin kan hænge sammen med, at nogle områder benyttes i forbindelse med ynglesæsonen (Teilmann, et al., 2008). Det kan også være forbundet med tilgængelighed af byttedyr (Sveegaard, et al., 2012; Sveegaard, 2011). Overordnet viser modelleringen af udbredelsen af marsvin i Bælthavet i de to 10 års-perioder, at marsvinene er koncentreret i farvandet omkring Fyn (Lillebælt, Storebælt, Det Sydfynske Øhav og Smålandsfarvandet). Derudover viser modelleringen, at store dele af Øresund nord for kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er relativt vigtigt for marsvin i sommerhalvåret (Figur 6.6), hvilket sandsynligvis skyldes tilgængeligheden af byttedyr (Sveegaard, et al., 2012). I kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage vindmøllepark og i nærområdet, er der en meget begrænset udbredelse af marsvin både i vinter- og sommerhalvåret i perioden 1997-2006, mens der i den efterfølgende 10-års periode er en større forekomst af marsvin, idet tætheden af marsvin både i sommer- og vinterhalvåret er lav i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark og middel i området syd for vindmølleområdet (Figur 6.6).

Selvom der er sket en stigning i forekomsten af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark i de senere år både i sommer og vinterhalvåret, så er kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflands-

hage Vindmøllepark ikke et kerneområde for marsvin, og der er generelt en lav forekomst af marsvin i området sammenlignet med andre dele af Bælthavet, som rummer den samme population af marsvin.

Baseret på data fra satellitsendere er der i tillæg udført en modellering af egnede marsvinehabitater i Bælthavsforvaltningsområdet for de to 10-års perioder delt op i hhv. sommer- og vinterhalvåret (Figur 6.7). Egnede marsvinehabitater er modeleret ud fra en MaxEnt-model, som sammenligner miljøvariabler for positioner, hvor der er registreret marsvin (baseret på data fra satellitsendere) med miljøvariabler for positioner, der er tilfældigt valgt, og på den baggrund kan der produceres kort, som viser egnede marsvinehabitater (Dietz, et al., 2015; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).

Figur 6.7: Modellering af egnede marsvinehabitater i Bælthavsforvaltningsområder i de to ti-års perioder fordelt på sommer og vinter (rød angiver de foretrukne habitater). Panelet til højre viser ændringen mellem de to 10 års perioder, hvor grøn indikerer områder, der er relativt mere vigtige for marsvin i de seneste ti år (2007-2016).



Som det fremgår af modelleringen af egnede marsvinehabitater, så forekommer marsvin i særlig høj tæthed i Bælthavet igennem hele den 20-årige periode, hvor marsvin er blevet udstyret med satellitmærker. Yderligere viser modelleringen, at forekomsten er relativt lav i den østlige del af Bælthavsforvaltningsområdet gennem hele den 20-årige dataindsamlingsperiode sammenlignet med den vestlige del af Bælthavsforvaltningsområdet, specielt i vinterhalvåret. Dog er der i perioden 1997-2006 til perioden 2007-2016 en tendens til, at marsvin er blevet relativt mere almindelige i den østlige del af Bælthavsforvaltningsområdet i sommerhalvåret, specielt i Øresund - og herunder Køge Bugt og kabelkorridoren samt vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (Figur 6.7).

SAMBAH - marsvin i Østersøen

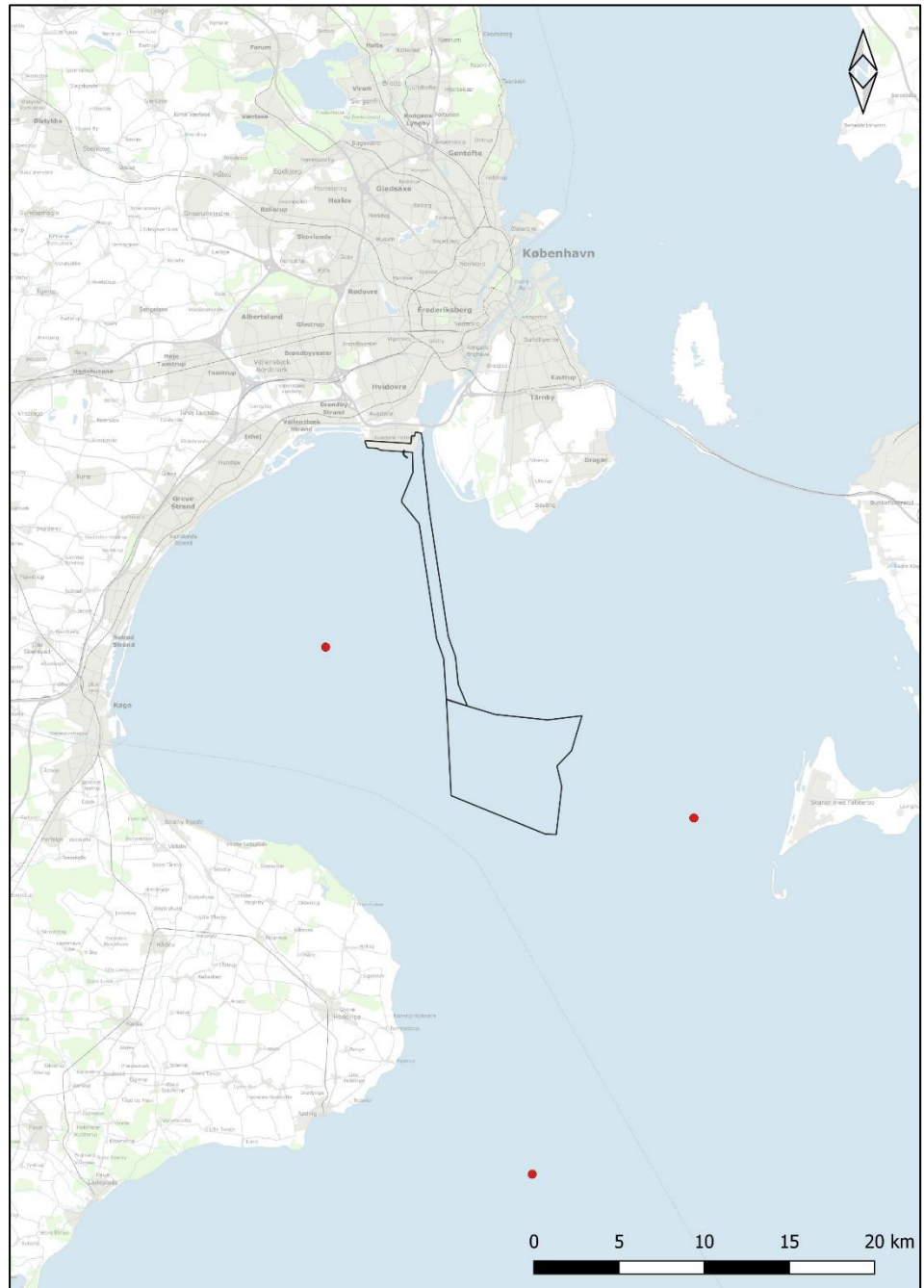
Indtil starten af det 20. århundrede var marsvin vidt udbredt i hele Østersøen, men i løbet af de seneste ca. 50 år har der været en drastisk tilbagegang i antallet af marsvin i Østersøen. Indtil for nylig har man kun haft et begrænset kendskab til fordelingen og status af Østersøpopulationen af marsvin (Skora, Pawliczka, &

Klinowska, 1988; Koschinski, Current knowlegde on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), 2002; Andersen, et al., 2001). I 2011-2013 blev det internationale SAMBAH projekt gennemført for at undersøge bestandstørrelsen og forekomsten af Østersøpopulationen af marsvin (SAMBAH, 2016). Projektet var et samarbejde mellem alle lande, som grænser op til Østersøen. I tidsperioden 2011-2013 blev der udlagt over 300 C-POD's til passiv akustisk monitoring af marsvins ekkolokaliseringsslyde. C-PODs detekterer marsvins ekkolokaliseringsslyde i en radius på op til 300 meter (Dietz, et al., 2015; SAMBAH, 2016). På baggrund af disse data blev Østersøpopulationens størrelse og udbredelse estimeret. Resultaterne fra SAMBAH projektet estimerede bestandstørrelsen af Østersøpopulationen af marsvin til at være ca. 500 individer (95% konfidensinterval 80-1100 marsvin), hvilket er i stærk kontrast til estimererne af Bælthavspopulationen af marsvin. Bestanden af marsvin i Østersøen er den mindste bestand af marsvin i verden (ASCOBANS, 2002) og er erklæret "kritisk truet" af IUCN.

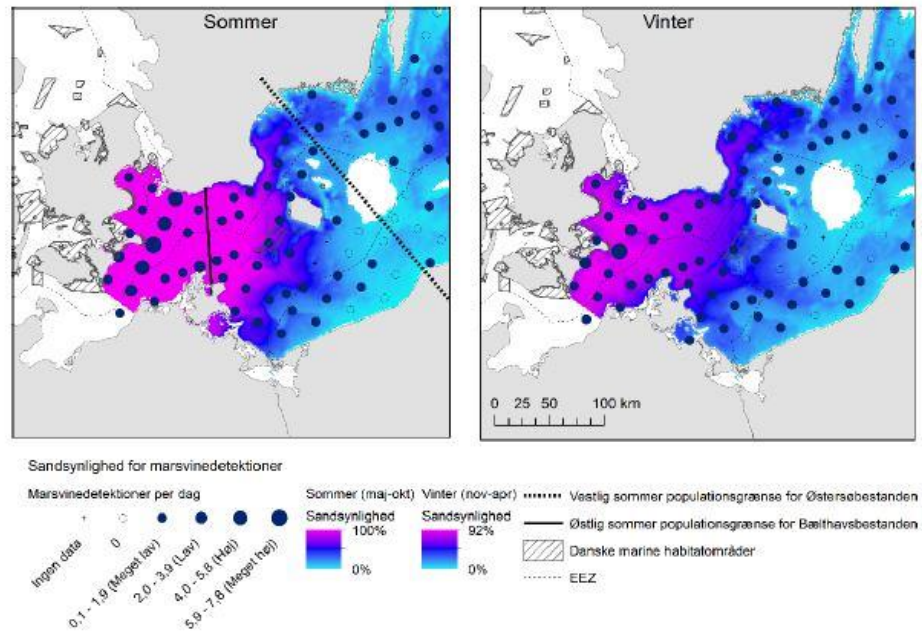
Ud over at SAMBAH-projektet affødte et bestandsestimat af Østersøpopulationen af marsvinet, gav projektet også vigtig information om marsvins udbredelse i den vestlige del af Østersøen og herunder vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark.

To af de 304 stationer, der blev udsat under SAMBAH-projektet, blev placeret i umiddelbar nærhed af kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark, den ene i Køge Bugt ca. 7,5 km nordøst fra vindmølleområdet og den anden i Øresund ud fra den svenske Falsterbohalvø, beliggende ca. 7 km sydøst for vindmølleområdet (se Figur 6.8).

Figur 6.8: Placering af SAMBAH CPOD-stationer i nærheden af kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Figuren er modificeret efter Dietz et. al. (2015). De røde pikker viser placering af CPOD-stationerne ©SDFE



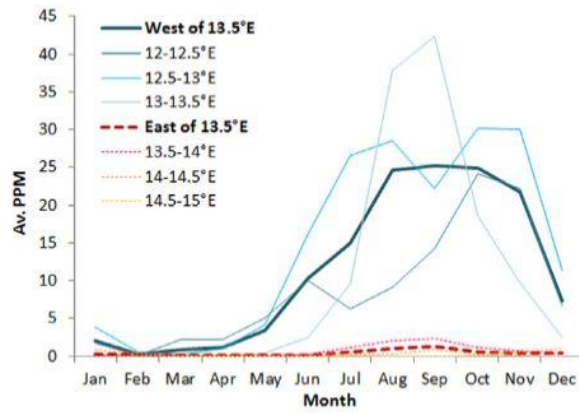
Figur 6.9: Sandsynlighed for detektion af marsvin opdelt i sommerhalvåret (maj-oktober) og vinterhalvåret (november-april). Lyseblå indikerer en lav sandsynlighed, og lilla indikerer en høj sandsynlighed for detektion af marsvin. De sorte cirkler viser positionerne for CPODs udlagt i forbindelse med SAM-BAH, og størrelsen på cirklen indikerer antallet af marsvine-detektioner. Den stiplede linje viser mulig vestlig sommer-populationsgrænse for Østersøpopulationen af marsvin. Den sorte fuldt optrukne linje viser den østlige sommer-forvaltningsgrænse for Bælthavspopulationen af marsvin. Området mellem grænserne anses ikke som vigtig for nogen af de to populationer (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).



Baseret på de akustiske detektioner er "marsvin positive minutter pr dag" analyseret, og herudfra er udbredelsen og sandsynligheden for tilstedeværelsen af marsvin estimeret. Som det fremgår af Figur 6.9, er sandsynligheden for tilstedeværelsen af marsvin i og omkring hele kabelkorridoren og vindmølleområdet relativt høj hele året rundt, men som det også fremgår af figuren, er marsvinedetektioner pr dag meget lav på de to CPOD-stationer placeret i umiddelbar nærhed af Af-landshage Vindmøllepark både i vinter- og sommerhalvåret (indikeret med sort cirkel på Figur 6.9).

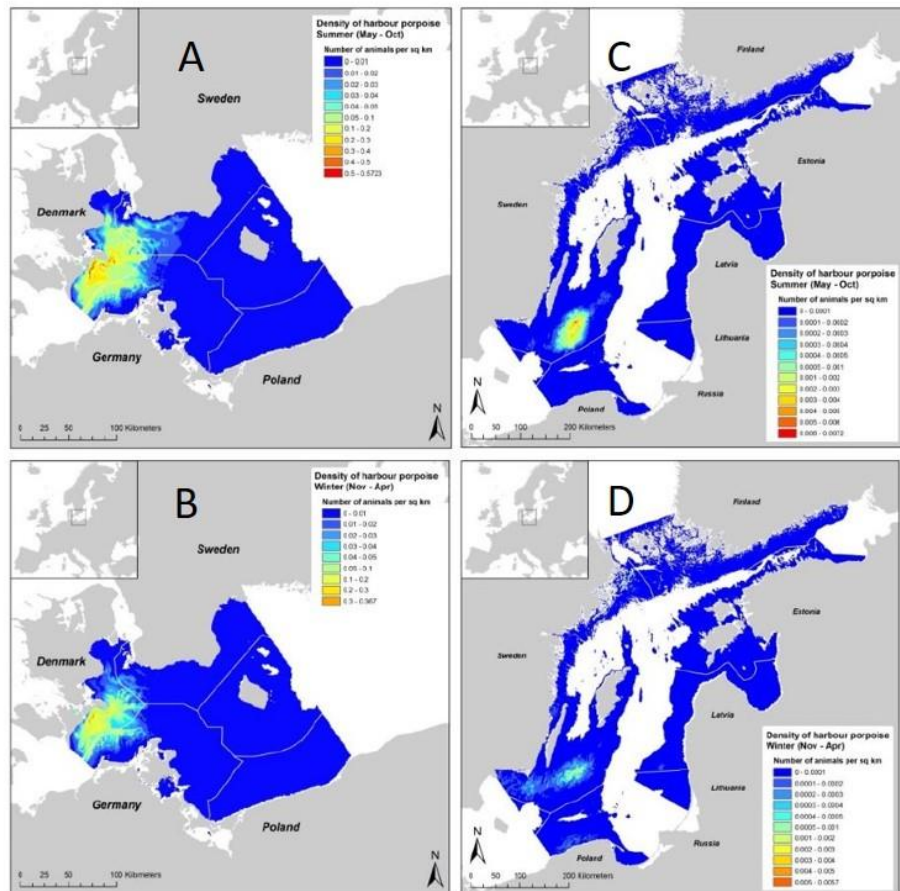
Figur 6.10 viser gennemsnitlige marsvin positive minutter pr. måned opdelt i vest og øst for den Østlige sommer-populationsgrænse for Bælthavspopulationen. Som det fremgår af de månedlige detektioner af marsvin i området nær Sjælland (vest for sommer-populationsgrænsen for Bælthavspopulationen), er der en stærk sæsonvariation af marsvin i området, med få marsvin fra december til maj og langt flere marsvin i sommerhalvåret (vist med mørk turkis linje i figuren), hvor området udelukkende benyttes af marsvin fra Bælthavspopulationen.

Figur 6.10: Sæsonvariation af detektion af marsvin i hhv. den vestlige og østlige del af Østersøen. Langt den største forekomst af marsvin i den vestlige del af Østersøen er i sommerhalvåret, hvor det udelukkende er marsvin fra den stabile Bælt-havspopulation, der benytter området. I vinterhalvåret er der en meget lav detektionsrate (specielt i området den sydlige del af Øresund). Der kan forekomme individer fra den kritisk truede Østersøpopulation, der benytter området i vinterhalvåret (Sveegaard, et al., 2015)



Baseret på SAMBAH-data blev densiteten af marsvin i store dele af Østersøområdet (med undtagelse af de dybe dele af Østersøen, hvor det ikke har været muligt at udsætte CPODs) estimeret, hvilket vises på Figur 6.11.

Figur 6.11: Estimeret densitet af marsvin (angivet som antal marsvin per km²) for henholdsvis den sydvestlige (A – sommer, B – vinter) og nordøstlige (C – sommer, D – vinter) del af Østersøen. Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflands-hage Vindmøllepark ligger i Øresund. Da antallet af marsvin i den sydvestlige del af Østersøen er væsentlig større end antallet af marsvin i den nordøstlige del, er konturfarverne for delfigur A og B med en anden skala end delfigur C og D. Modifieret fra (SAMBAH, 2016).



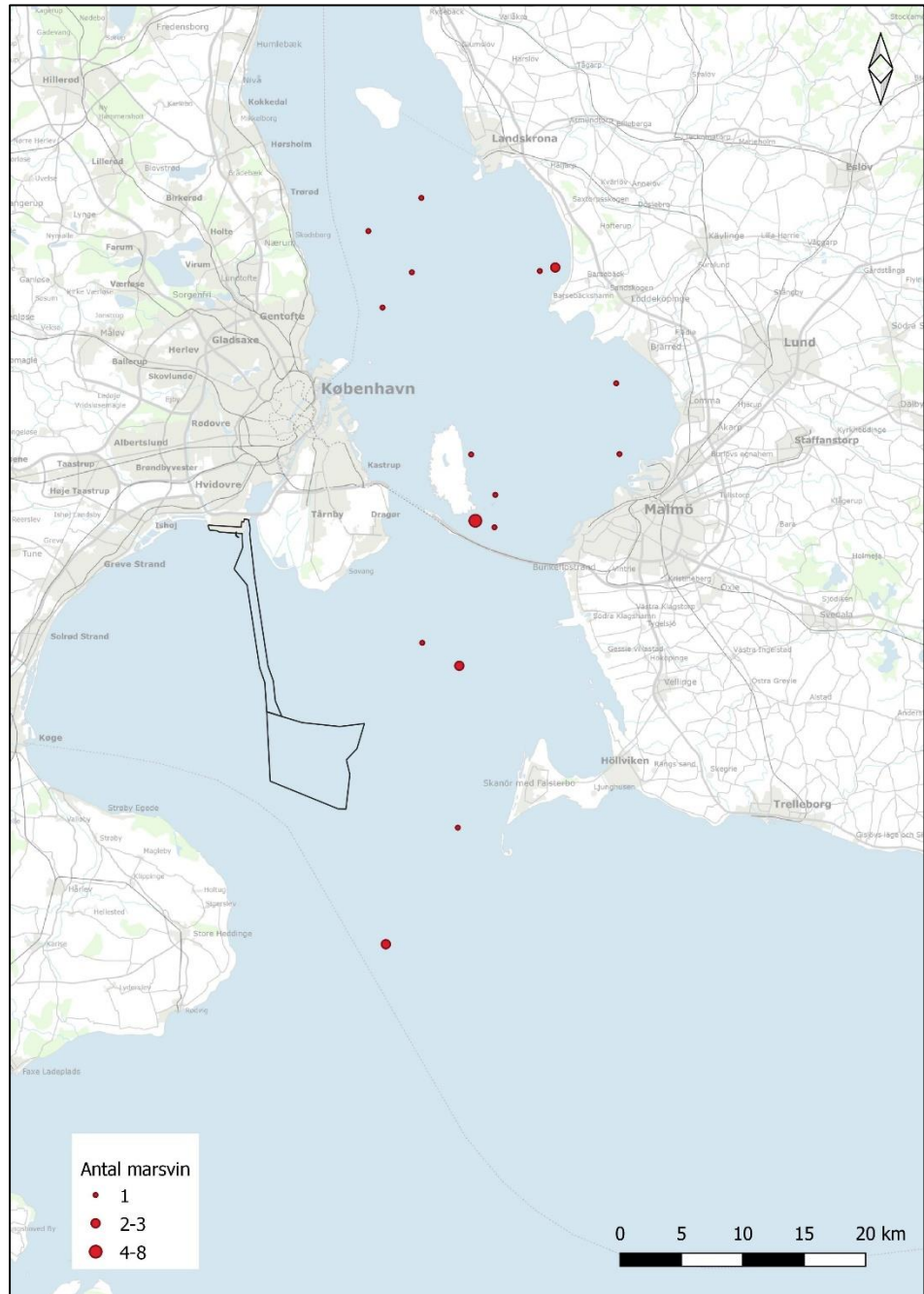
Som det fremgår af figuren, er der en meget klar opdeling af Bælthavspopulationen og Østersøpopulationen af marsvin i sommerhalvåret (Figur 6.11, A og B). I sommerhalvåret, som er ynglesæson for marsvin, samles Østersømarsvin omkring de lavvandede Midsjö-banker syd for Öland og Gotland i svensk farvand, med forholdsvis få marsvin udenfor dette kerneområde. Dette understøtter at Østersøpopulationen er en isoleret ynglepopulation. I vinterhalvåret er udbredelsen af Østersøpopulationen langt mere diffus (Figur 6.11, D). Det er dog uvist, hvor langt Østersømarsvinene bevæger sig ind i danske farvande, idet marsvin fra Østersøpopulationen aldrig har været mærket med satellitsendere, i modsætning til marsvin fra Bælthavspopulationen (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Derfor kan der i vinterhalvåret forekomme enkelte individer af Østersøpopulationen i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Derimod viser SAMBAH-resultaterne at kabelkorridoren og vindmølleområdet udelukkende benyttes af individer fra den langt større Bælthavspopulation i sommerhalvåret, hvor tilstedeværelsen af marsvin er relativt høj sammenlignet med i vinterhalvåret (Figur 6.11). Selvom Østersøpopulationen kan forekomme i kabelkorridoren og vindmølleområdet i vinterhalvåret, vil det stadig primært være individer fra Bælthavspopulationen, der benytter området i og omkring Aflandshage Vindmøllepark. Derudover er forekomsten af marsvin i kabelkorridoren og vindmølleområdet begrænset i vinterhalvåret. Ud fra Figur 6.11 er den estimerede marsvinetæthed i vindmølleområdet på op mod 0,02 marsvin/km² i sommerhalvåret, mens den i vinterhalvåret kun er op mod 0,01 marsvin/km². I området umiddelbart syd for vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er marsvinetætheden noget højere med op mod 0,1 marsvin/km² i sommerhalvåret, og op mod 0,05 marsvin/km² i vinterhalvåret.

Forekomsten af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er generelt lav baseret på de estimerede densiteter fra SAMBAH-data. Den højeste tæthed af marsvin i området er i sommerhalvåret, hvor det udelukkende er marsvin fra den stabile Bælthavspopulation, der benytter området. Baseret på SAMBAH data (fra 2011-2013) er tætheden af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet 0,02-0,1 individer/km² i sommerhalvåret, mens den er mellem 0,01-0,05 individer/km² i vinterhalvåret.

6.1.3.1 Data fra flytællinger (2019/2020)

I alt blev der observeret 27 marsvin på de otte flytællinger gennemført i 2019/2020. Der blev ikke registeret marsvin i kabelkorridoren eller vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (Figur 6.12). Størstedelen af marsvineobservationerne er i den centrale del af Øresund, samt tæt på den sydlige del af Saltholm.

Figur 6.12: Fordeling af marsvin i den centrale og sydlige del af Øresund – baseret på resultatet af otte flytællinger i 2019/20. Som det fremgår af figuren, er der ikke observeret marsvin i kabelkorridoren eller vindmølleområdet for Aflands-hage Vindmøllepark. ©SDFE



Der blev registeret marsvin på fire af de otte flytællinger med flest marsvin under flytællingen udført den 30. oktober 2019 (se Tabel 6.1).

Tabel 6.1: Antal observerede marsvin under de otte flyotællinger (fordelt på dato).

Dato	30/10-19	21/12-19	27/2-20	14/3-20	4/4-20	23/7-20	12/8-20	1/9-20
Antal marsvin	14	0	0	1	1	0	11	0

6.1.4 Betydning af kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage for marsvin

Baseret på SAMBAH-data (fra 2011-2013), som direkte dækker kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er tætheden af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet estimeret til at være 0,02-0,1 individer/km² i sommerhalvåret, mens den er estimeret til at være mellem 0,01 – 0,05 individer/km² i vinterhalvåret. Ud fra SCANS II udført i 2005 er tætheden af marsvin i området for Aflandshage Vindmøllepark i sommerhalvåret estimeret til at være 0,1-0,2 individer/km², hvilket stemmer meget godt overens med den estimerede tæthed baseret på SAMBAH-data. Estimerede af marsvinetætheder fra mini-SCANS (2012) og SCANS III (2016) kommer med overordnede marsvinetætheder for hele Bælthavspopulationen på hhv. 0,786 og 1,04 individer/km² i hele udbredelsesområdet for Bælthavspopulationen, hvilket er betydeligt højere end tæthederne fra både SAMBAH og SCANS III. Det seneste estimat fra mini-SCANS II (2020) angiver også en tæthed af marsvin i området omkring Aflandshage Vindmøllepark på 0,05 individer/km² (Unger et al. 2021). Selvom der er usikkerheder forbundet med det seneste bestandsestimat fra mini-SCANS II, stemmer disse tætheder godt overens med tidligere tæthedsestimater for området. Da marsvin er meget uens fordelt i indre farvande, vil de overordnede tætheder for hele Bælthavspopulationen i indre dansk farvand overestimere marsvinetætheder i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark betydeligt. Derfor er der i vurderingen anvendt et tæthedsinterval baseret på SAMBAH, SCANS og mini-SCANS II, som for sommerhalvåret er 0,02-0,2 individer/km², mens tæthedsintervallet i vinterhalvåret er på 0,01-0,1 individer/km², baseret på SAMBAH-data. Tætheden om vinteren er altså omtrent halvdelen af, hvad tætheden er om sommeren.

De forskellige studier udført for at bestemme forekomsten af marsvin i indre dansk farvand (dels via satellitmærkning af marsvin, flys og skibs-surveys (SCANS undersøgelserne) samt via passiv akustisk monitoring (SAMBAH)) viser, at forekomsten af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er steget, specielt i området nord for vindmølleområdet i den centrale del af Øresund, omkring og nord for Saltholm. Selvom stigningen i forekomsten af marsvin i de senere år ses både i sommer- og i vinterhalvåret i Øresund, er kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshages Vindmøllepark ikke et kerneområde for marsvin. Der er generelt en lav forekomst af marsvin i området sammenlignet med andre dele af Bælthavet, som rummer den samme population af marsvin. Resultaterne fra flytællingerne udført i 2019/2020 understøtter, at kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark har en beskedne forekomst af marsvin, da der under de otte flytællinger ikke blev observeret marsvin i Køge Bugt.

Det er ligeledes vigtigt at bemærke, at telemetridata indikerer, at den sydlige del af Øresund ikke er en vigtig migrationsrute for marsvin (Figur 6.13), hvilket understøttes af de sparsomme observationer af marsvin i og omkring kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark under flytællingerne. Hovedparten af marsvinene blev observeret i Øresund og ganske få observationer i området tæt på Aflandshage Vindmøllepark.

Figur 6.13: Nærbillede af migrationsruterne fra 99 marsvin udstyret med satellitsender i perioden 1997-2013. Figuren er modificeret efter (Dietz, et al., 2015), og telemetridata er indsamlet af DCE, Aarhus Universitet. ©SDFE



Der er ikke observeret kalve i området, og området er derfor ikke identificeret som et vigtigt opvækstområde for marsvin.

Baseret på de seneste studier af forekomsten af marsvin vurderes det, at kabelkorridoren og vindmølleområdet (og nærområdet) for Aflandshage Vindmøllepark har en lav betydning for marsvin.

6.2 Spættet sæl

Spættet sæl (*Phoca vitulina*) er den mest udbredte sælart i verden og findes i området fra det østlige Atlanterhav til det nordlige Stillehav (Reeves, Stewart, Clapham, & Powell, 2002). Arten forekommer i en lang række forskellige marine habitattyper langs kysterne på den nordlige halvkugle (Burns, 2009). Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og forekommer især i kystnære farvande, hvor der findes uforstyrrede hvile-/ynglepladser på sandbanker, stenrev, holme og øer (DCE, 2019).

Hanner kan opnå en kropslængde på 150-170 cm og veje op mod 100 kg, mens hunner kan opnå en kropslængde på 130-155 cm og veje op mod 80 kg (Reijnders, 1992). Den maksimale levetid er 35 år. Hunnerne bliver kønsmodne, når de er 6-7 år, mens hanner bliver kønsmodne lidt senere, når de er 7-9 år. Afhængigt af populationen og lokation, fælder sælerne deres pels fra midten af sommeren og 2-3 måneder frem (Burns, 2009). Parringsæsonen for spættede sæler i danske farvande er fra august til september (Olsen M. , et al., 2010). Efter en drægtighedsperiode på ca. 10-11 måneder føder hunnerne en enkelt sælunge og i sjældne tilfælde to (Burns, 2009). I modsætning til gråsælunger mister ungerne af spættet sæl deres embryonale pels under fødslen, hvilket medfører, at ungen er i stand til at svømme umiddelbart efter fødslen.

Det årlige pelsskifte, fødsel af unger og fravæning af ungerne finder sted på hvile-/ynglepladserne på sandbanker, stenrev, holme eller øer, og i de perioder tilbringer sælerne mere tid på land og er tættere på hvile-/ynglepladsen end resten af året. Derfor er de spættede sæler mere følsomme over for forstyrrelser i tidsperioden fra juni til september.

6.2.1.1 Byttedyr og fødesøgningsadfærd

Spættede sæler er opportunistiske i deres fødevalg og forskellige studier viser, at byttedyrene varierer med sæson og lokation (Härkönen T. , 1987; Olsen & Bjørge, 1995; Andersen, Teilmann, Hards, Hansen, & Hjollund, 2007). Da hvilepladserne er vigtige for bl.a. pelsskifte og fødsel af unger, fouragerer sælerne primært i de kystnære områder (Frost, Simpkins, & Lowry, 2001; Härkönen T. , 1987). Sæler udstyret med satellit-sender ved hvile-/ynglepladsen ved Rødsand, i den danske del af Østersøen, forblev indenfor en radius på 50 km fra hvilepladsen (McConnell, Lonergan, & Dietz, 2012). På trods af det kan sælerne bevæge sig over store afstande, og et studie fra 2013 af satellitmærkede spættede sæler fra Anholt viste, at sælerne bevæger sig i Kattegat over afstande, som kan være op til 249 km fra deres hvilesteder på Anholt, hvor de blev udstyret med satellitsenderne (Dietz, Teilmann, Andersen, & Rigét, 2013). Som nævnt er sælerne opportunistiske i deres fødevalg, men ofte er deres fødevalg domineret af nogle få arter af fisk, og der kan være stor variation i hvilke fisk, afhængig af hvilket område, sælen lever i. I et studie analyserede man sælernes fødevalg (ud fra bl.a. maveindhold) i et område, der dækker Østersøen og store dele af de indre danske farvande, herunder en region i Kattegat og en region i den sydvestlige del af Østersøen, som begge er relevante for de spættede sæler, der forventes at benytte kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (Scharff-Olsen et al., 2019). Overordnet fandt man en tydelig sammenhæng mellem arter af byttedyr i sælernes fødevalg og fisk, der findes i de specifikke områder. I Kattegatregionen identificerede man 22 forskellige arter af byttefisk, hvor langt de mest dominerende arter var tobis (*Ammodytidae* spp.) og ising (*Limanda limanda*), som udgjorde henholdsvis 48% og 24% af diæten. I den sydvestlige Østersø identificerede man 20

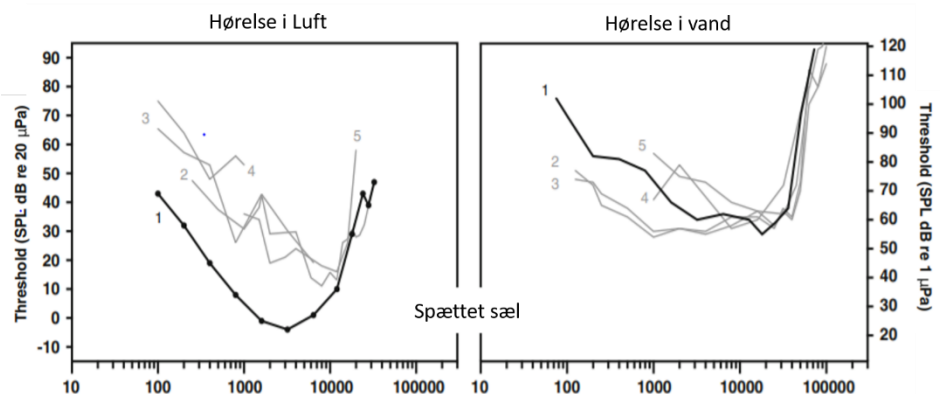
forskellige arter af byttfisk, hvor langt de mest dominerende arter var tobis (*Ammodytidae tobiarus*), sortkutling (*Gobius niger*) og torsk (*Gadus morhua*) som udgjorde henholdsvis 43%, 15% og 12% af diæten (Scharff-Olsen et al., 2019).

6.2.1.2 Sanser

Sæler ser godt både over og i vand. Sælernes store øjne vidner om, at synssansen spiller en vigtig rolle i orientering samt lokalisering af bytte (Hanke, Römer, & Dehnhardt, 2006; Hanke & Dehnhardt, 2009). Men sæler er udmærket i stand til at finde og fange bytte i mørke eller i uklart vand, hvilket ofte kan forekomme i de kystnære områder. Sælerne kan, med stor præcision ved hjælp af specialiserede sanseceller i deres knurhår, detektere meget små bevægelser i vandet (hydrodynamiske spor), som fx bevægelser dannet af byttedyr. De kan endda detektere dem flere minutter efter at bytte har passeret (Dehnhardt, 1998; Denhardt, Mauck, Hanke, & Bleckmann, 2001; Hanke, et al., 2010). Da sæler er tilpasset et liv både i vand og på land, har deres hørelse, ligesom synssansen, udviklet sig til at fungere både i luft og vand (Møhl B., 1968). Sæler producerer en lang række forskellige kommunikationskald både over og under vandet, f.eks. i forbindelse med parringsadfærd og hævvelse af territoriet (Björgesæter, 2004). Det antages, at sælernes hørelse i luft fungerer på samme måde som hos terrestriske pattedyr. Hvordan sæløret fungerer i vand er ikke helt afklaret, men sælernes ydre ørekanal lukkes, når de dykker (Møhl B., 1967), og det antages, at de hører via "bone conduction" i vand (Hemilä, Nummela, Berta, & Reuter, 2006; Kastelein, Wensveen, Hoek, Verboom, & Hille Ris Lambers, 2008).

Der er udført en række af studier af hørelsen hos spættet sæl i vand (primært adfærdsstudier) (Kastak & Schusterman, 1998; Møhl B., 1968; Terhune, 1988; Reichmuth, Holt, Mulsow, Sills, & Southall, 2013; Kastelein, Wensveen, Hoek, Verboom, & Hille Ris Lambers, 2008) og over vand (Reichmuth, Holt, Mulsow, Sills, & Southall, 2013; Kastak & Schusterman, 1998; Møhl B., 1968). I Figur 6.14 opsummeres resultaterne fra de forskellige studier, og angiver høretærskler, det minimale hørbare lydniveau, for spættet sæl, som funktion af frekvensen, både i luft (venstre) og i vand (højre).

Figur 6.14: Over og under-vands-hørekurve (audiogram) for spættede sæler undersøgt ved flere forskellige studier. Modificeret efter (Reichmuth, Holt, Mulsow, Sills, & Southall, 2013).

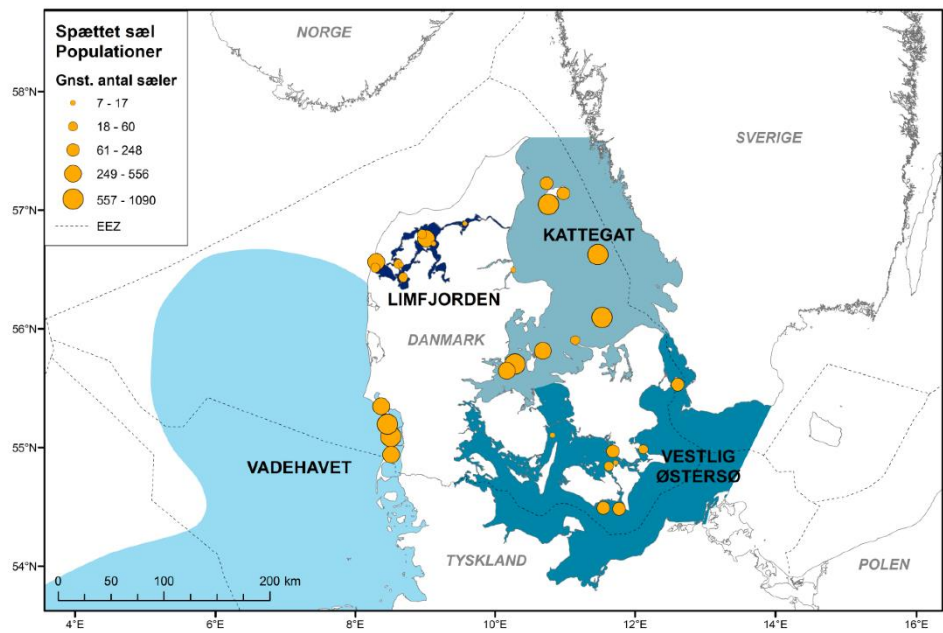


Baseret på de forskellige studier af spættet sæls høreevne i vand, viser resultaterne, at sælerne hører godt i frekvensområdet fra et par hundrede Hz op til 50 kHz. Over vand hører spættet sæl også godt fra et par hundred Hz op til 20-30 kHz.

6.2.2 Udbredelse af spættet sæl i de danske farvande

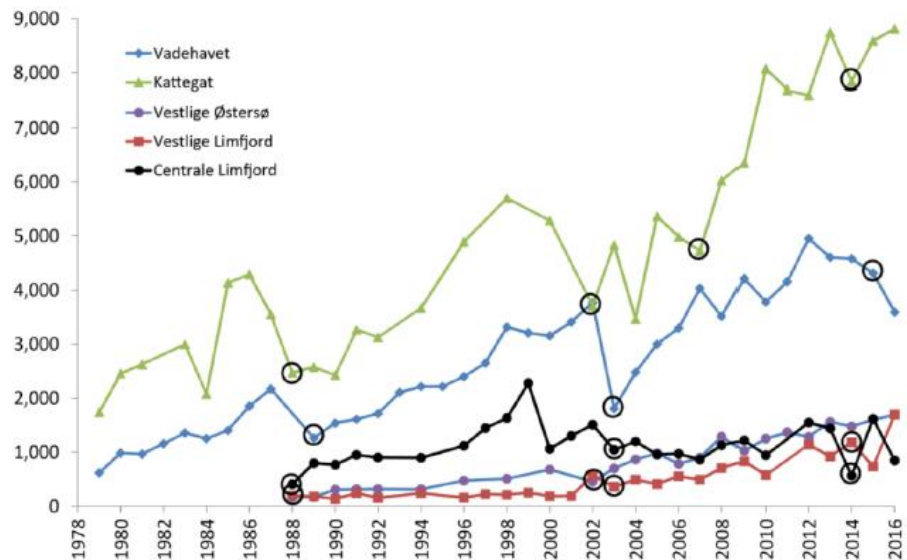
Bestanden af spættet sæl i Danmark er opdelt i fire overordnede forvaltningsområder/populationer: Vadehavet (deles med Tyskland og Holland), centrale Limfjord (som deles op i vestlige og centrale Limfjord), Kattegat (deles med Sverige) og den vestlige Østersø (deles med Sverige) (Figur 6.15). Opdelingen sker på baggrund af genetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene (Olsen M., et al., 2014).

Figur 6.15 Udbredelse af spættet sæl i danske farvande, med opdeling i forvaltningszoner (angivet med blå nuancer) samt angivelse af de største hvilepladser, med antal sæler, baseret på optællingerne i fæl-desæsonen i 2015 og 2016 (Galatius, 2017).



I forbindelse med NOVANA-programmet overvåger Miljøstyrelsen forekomsten og udbredelse af en lang række arter. Spættet sæl er blevet overvåget ved optælling i fældeperioden (august) på hvilepladserne fra fly i Vadehavet og i Kattegat siden 1976 og siden 1988 i hele Danmark. Efter en total fredning af spættet sæl i 1977 er bestanden af spættet sæl steget markant. Den samlede danske bestand (sæler talt på hvilepladserne plus den andel af sæler, der er i vandet under optællingen) har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 13.000 dyr i 2018 (DCE, 2019) (Figur 6.16).

Figur 6.16: Vækstrate for spættede sæler i Danmark opdelt i fem bestande (Vadehavet, vestlig og central del af Limfjorden, Kattegat og vestlige Østersø) i perioden 1979-2016. De første optællinger efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med sorte cirkler.

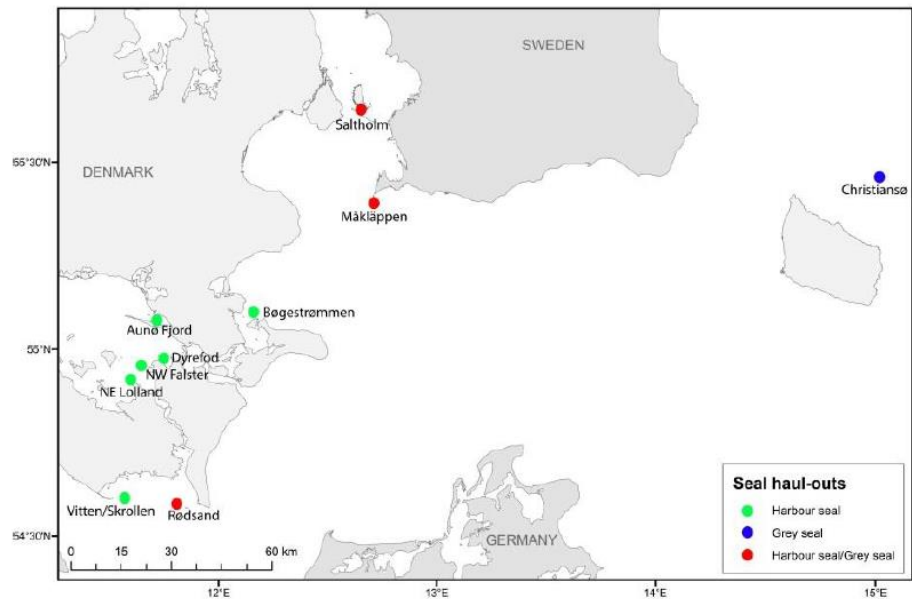


Den danske sælbestand blev i 1998 og 2002 ramt af en mæslingeвирус (PDV), der slog 20-50% af bestanden ihjel (Härkönen, et al., 2006). Efterfølgende har der være mindre epidemier, hvor nogle tusinde sæler døde i henholdsvis 2007 (Härkönen, et al., 2008) og 2014 (Bodewes, et al., 2015; Krog, et al., 2015). Virus-epidemierne er angivet med sorte cirkler på Figur 6.16. Den gennemsnitlige årlige vækstrate for de fem områder har over de sidste fem år været på henholdsvis -3 %, -2 %, 5 %, -8 og -1 %. Vækstraterne er hovedsageligt negative, hvilket tyder på, at spættede sæler i Danmark nærmer sig den økologiske bæreevne i de enkelte områder (Galatius, 2017; Fredshavn, et al., 2019).

6.2.3 Udbredelse af spættet sæl i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark

Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark benyttes sandsynligvis udelukkende af sæler fra den vestlige Østersøpopulation, som deles med Sverige. Der er en betydelig hvileplads for spættede sæler på Måkläppen i Sverige (se Figur 6.17). En optælling af spættede sæler fra den vestlige Østersøpopulation estimerede bestanden til at være ca. 170 individer i 1988, hvorimod populationen i 2016 blev estimeret til at være på 1.700 individer (Galatius, 2017). Fra 2002 til 2011 voksede bestanden med gennemsnitlig 13,4% årligt (Galatius, 2017), hvilket er tæt på den teoretisk maksimale rate for populationer af spættet sæl (Härkönen, Harding, & Heide-Jørgensen, 2002). I de seneste 5 år er denne rate reduceret til 5 %, hvilket er et muligt tegn på, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. En anden mulig tolkning er, at gråsælernes genetablering i dette område (det eneste område i Danmark, hvor der forekommer flere hundrede gråsæler) har en negativ påvirkning på bestanden af spættede sæler pga. øget konkurrence (Galatius, 2017).

Figur 6.17: Hvilepladser i Vestlig Østersø for spættet sæl og gråsæl, hvor grøn viser hvilepladser for spættet sæl, blå viser gråsæl og rød viser begge arter af sæler (Dietz, et al., 2015).



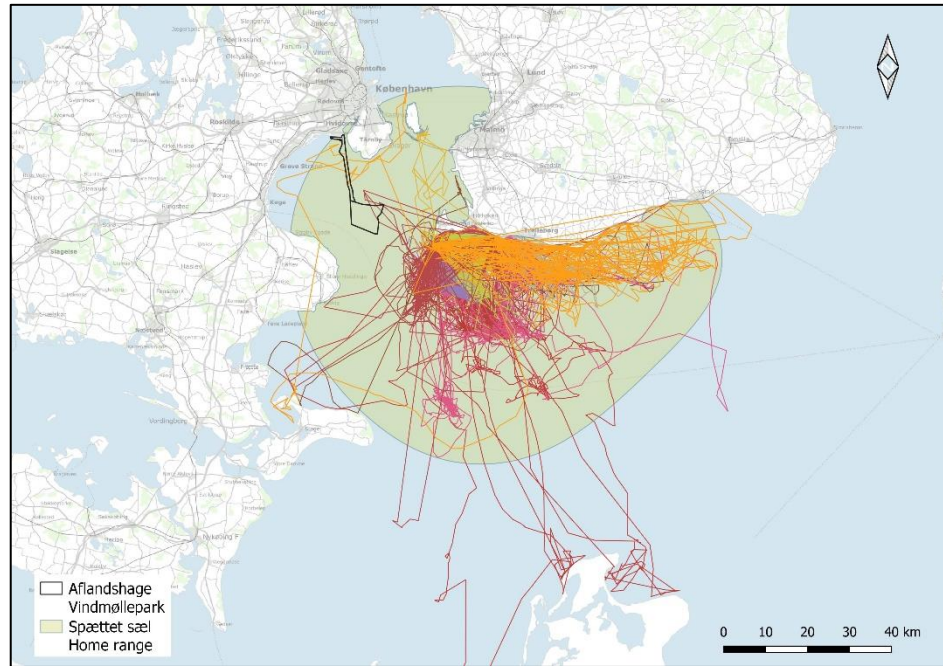
Der er ikke hvilesteder eller reservater for spættet sæl i selve kabelkorridoren eller vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Den nærmeste hvile-/yngleplads er beliggende ved Måklappen i det sydvestlige Skåne (Figur 6.17). Hvilepladsen ligger mere end 10 km fra vindmølleområdet indenfor det svenske Natura 2000 område SE0430095, Falsterbohalvön, hvor både spættet sæl og gråsæl er på udpegningsgrundlaget. Antallet af spættede sæler er i 2015-2018 talt af DCE, Århus Universitet. Baseret på flytællingerne varierer antallet af spættede sæler fra ingen observationer til op mod 200 spættede sæler. Det er specielt i sommerhalvåret at der observeres mange gråsæler og spættede på hvilepladsen (DCE, 2020).

Derudover er den sydlige del af Saltholm og havet med småøerne syd for vigtige levesteder og hvile-/ynglepladser for spættet sæl (Figur 6.17). Saltholm er placeret mere end 18 km fra vindmølleområdet indenfor det danske Natura 2000-område nr. 142, Saltholm og omliggende hav, som har både spættet sæl og gråsæl på udpegningsgrundlaget (Miljøstyrelsen, 2020d). Siden 2010 har forekomsten på Saltholm været forholdsvis stabil med omkring 100-120 sæler på hvilepladserne de fleste år. Den højeste registrering er fra 2011 på 154 sæler og laveste antal i denne periode er på 87 sæler i 2018. Det forholdsvis lave antal i 2018 er dog stadig højere end fra årene før 2010. Udviklingen med en stigning først i perioden og efterfølgende stagnering følger den nationale tendens. Dette kan være et tegn på, at bestanden er ved at nå en stabilisering omkring miljøets bæreevne (Miljøstyrelsen, 2020d). Cirka 40 km syd for vindmølleområdet ved Bøgestrømmen findes der en hvileplads, som kun benyttes af spættede sæler. Hvilepladsen er beliggende indenfor Natura 2000-område nr. 168: Havet og kysten mellem Præstø Fjord og Grønsund (Miljøstyrelsen, 2020c). Bestanden af spættet sæl ved Bøgestrømmen har en opadgående tendens med 2018 som et godt år med 60 registrerede sæler, efter et par år med nedgang (Miljøstyrelsen, 2020c).

6.2.3.1 GPS-data fra satellit-mærkede sæler

I forbindelse med udarbejdelsen af VVM-redegørelsen for Kriegers Flak Havmøllepark, blev sæler udstyret med GPS-sendere (Dietz, et al., 2015). I alt blev 10 spættede sæler udstyret med satellit-sendere på hvilepladsen ved Måkläppen, Falsterbo, Sverige. I Figur 6.18 er bevægelsesmønstre fra de 10 spættede sæler vist.

Figur 6.18: Svømmemønstre fra ti spættede sæler udstyret med GPS-sender i 2012 ved hvilepladsen Måkläppen, Sverige i forbindelse med udarbejdelsen af VVM for Kriegers Flak Havmøllepark. De forskellige farver på de enkelte tracks angiver det enkelte individ. Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er angivet med en sort streg. Det grønne område angiver 95% kernel home range for de 10 spættede sæler. Modificeret efter (Dietz, et al., 2015). GPS-data er indsamlet af DCE, Aarhus Universitet. ©SDFE



Som det fremgår af figuren, udviser de 10 spættede sæler forskellige svømmemønstre i forhold til de områder, hvor de fouragerer. GPS-data viser, at der er udveksling mellem de tre kolonier ved Saltholm, Måkläppen og Bøgestrømmen.

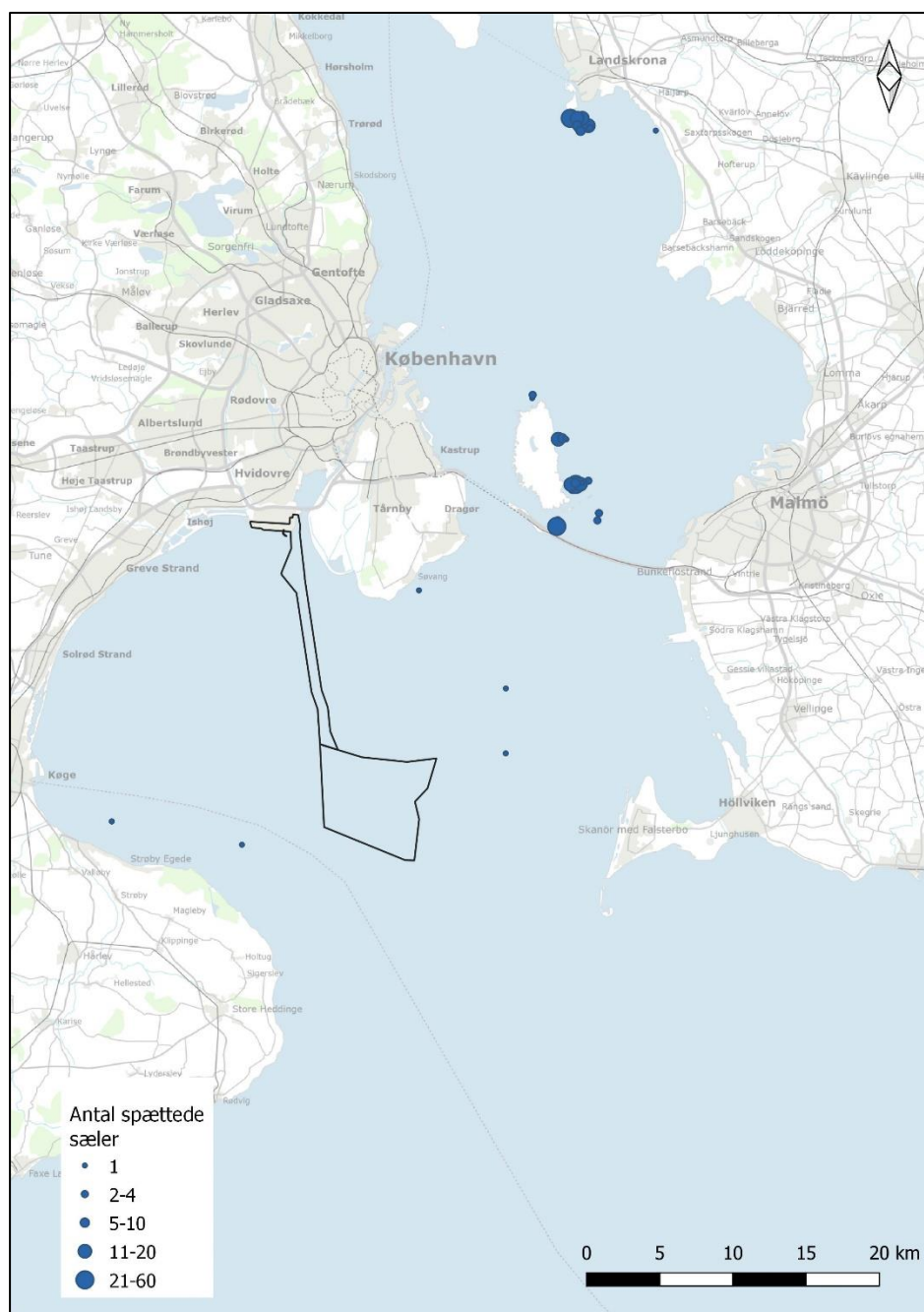
De spættede sæler, som hører til kolonien på Saltholm, er ikke undersøgt med GPS-sender, og det er derfor usikkert, hvor de fouragerer. Havbunden i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark består mest af mudderbund og havbunden i Køge Bugt (vest for vindmølleområdet) består primært af sandbund med forholdsvis få arter af bundlevende fisk. Områderne vurderes ikke at være vigtige fourageringsområder, hvilket GPS-data fra sæler ved Måkläppen vidner om. Det kan dog ikke udelukkes, at sælerne ved Saltholm benytter Køge Bugt i større udstrækning end de spættede sæler ved Måkläppen. GPS-data fra de satellitmærkede sæler ved Måkläppen viser, at der er udveksling mellem de to kolonier, som ligger ca. 25 km fra hinanden og home range for spættede sæler på Måkläppen dækker også kolonien på Saltholm. Det er derfor antaget, at sælerne fra de to kolonier benytter nogenlunde samme farvande. Derudover forventes det, at sælerne ved Saltholm også benytter farvandet nord for Saltholm (centrale og nordlige del af Øresund). Nord for Saltholm vil der ikke være undervandsstøjpåvirkninger, og derfor vil en antagelse af, at home range for spættede sæler ved Måkläppen er den samme for sælerne ved Saltholm, være en konservativ antagelse.

Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark befinder sig indenfor sælernes home range, hvilket betyder, at vindmølleparken vil blive placeret i et område, som sælerne fouragerer i, og som de migrerer igennem. Dog er det primært området syd og øst (farvandet mellem Sverige og Tyskland) for hvilepladsen ved Måkläppen, der benyttes. Den overordnede 95 % kernel home range for spættede sæler er på 5.234 km² ud af hvilken kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (54,5 km²) kun udgør 1 %. GPS-data viser, at kun en af de spættede sæler svømmede ind i selve vindmølleområdet, og en anden spættet sæl svømmede igennem kabelkorridoren. I forbindelse med udarbejdelsen af VVM-redegørelsen for Kriegers Flak Havmøllepark, blev der udført analyser (baseret på GPS data fra de ti spættede sæler) til at identificere områder med stor betydning for sælerne, og her fremgår det, at Aflandshage Vindmøllepark er placeret i et område med lav betydning for de ti spættede sæler (hele året rundt) (Dietz, et al., 2015).

6.2.3.2 *Data fra flytællinger (2019/2020)*

I alt blev der observeret 298 spættede sæler på de otte flytællinger gennemført i 2019/2020. Der blev ikke registreret spættede sæler i kabelkorridoren eller vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (se Figur 6.19). Størstedelen af observationerne er ved den sydlige og østlige del af Saltholm.

Figur 6.19: Fordeling af spættede sæler i den centrale og sydlige del af Øresund. Som det fremgår af figuren, er der ikke observeret spættede sæler i kabelkorridoren eller i vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. ©SDFE



Der blev registreret spættede sæler på syv af de otte flytællinger med flest spættede sæler under flytællingen udført den 30. oktober 2019 (se Tabel 6.2).

Tabel 6.2: Antal observerede spættede sæler under de otte flyoptællinger fordelt på dato.

Dato	30/10-19	21/12-19	27/2-20	14/3-20	4/4-20	23/7-20	12/8-20	1/9-20
Antal spættet sæl	148	40	32	0	6	43	22	7

6.2.4 Betydning af kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark for spættet sæl

Det kan konkluderes, at kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark benyttes af spættet sæl. Vindmølleområdet er placeret relativt tæt på vigtige hvile- og ynglepladser for spættet sæl, og det forventes, at sælerne benytter kabelkorridoren og vindmølleområdet året rundt. Selvom kabelkorridoren og vindmølleområdet ikke er identificeret som et vigtigt fourageringsområde (baseret på data fra sæler ved Måkläppen), vurderes det at være et område, der regelmæssigt benyttes af spættet sæl som fourageringsområde hele året rundt. Der er begrænset viden om de spættede sæler på Saltholm og deres foretrukne fourageringsområder, men det forventes, at de spættede sæler på Saltholm, sandsynligvis benytter området i større udstrækning end spættede sæler ved Måkläppen. Under flytællingerne i 2019/2020 er der ikke direkte observeret spættede sæler i kabelkorridoren eller vindmølleområdet, men der er enkelte observationer både vest og øst for kabelkorridoren samt vindmølleområdet, og det forventes derfor også, at de spættede sæler er indenfor kabelkorridoren og vindmølleområdet. Vindmølleområdet ligger tæt på to habitatområder for spættet sæl, og sæler, der bevæger sig mellem habitatområderne, kan passere vindmølleområdet.

Baseret på ovenstående vurderes kabelkorridoren og vindmølleområdets økologiske betydning for spættet sæl som middel, baseret på den korte afstand til nærliggende hvilepladser ved Saltholm og Måkläppen, Flasterbohalvøen.

6.3 Gråsæl

Gråsælen (*Halichoerus grypus*) er udbredt i hele Nordatlanten og findes langs både den østlige og vestlige kyst af det nordlige Atlanterhav. Ligesom spættet sæl er gråsælen knyttet til de kystnære farvande, hvor der er rigeligt med føde og uforstyrrede hvile- og ynglepladser (Galatius, 2017). Efter at havde været forsvundet fra Danmark i cirka 100 år, er gråsælen i løbet af de sidste godt 15 år genindvandret flere steder, og arten forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. Gråsælerne yngler ved Rødsand i Gedser, hvor der har været en fast ynglelokalitet siden 2003. Derudover yngler gråsæler også ved Søndre Rønner og Borfelt ved Læsø, Anholt og i Vadehavet. I 2017 og 2018 blev der født hhv. 15 og seks unger på forskellige ynglepladser i Danmark. Den stigning, der ses i antallet af gråsæler i Danmark i de seneste år, kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra danske ynglende gråsæler. Det er sandsynligt, at den generelle stigning i antallet af gråsæler i Danmark, kan forklares ved, at der sker indvandring af gråsæler fra de to bestande (Nordsøbestanden og Østersøbestanden) til Danmark (Fredshavn, et al., 2019).

Gråsælen er en stor sælart fra familien Phocidae (ægte sæler). Hannerne i den østlige del af Atlanterhavspopulationen kan opnå en længe på 2,5 meter og en vægt på mellem 170-310 kg, mens hunnerne kan nå en længde på 2,1 meter og en vægt på mellem 100-190 kg (Hall & Thompson, 2009). I modsætning til spættet sæl går den lange snude med den lige næseryg i ét med panden, derudover kan gråsælen kendes fra spættet sæl ved, at den kan blive ca. dobbelt så stor.

Den maksimale levetid for hunner er godt 35 år, mens den er 25 år for hanner. Hunnerne bliver kønsmodne, når de er 3-5 år, mens hanner bliver kønsmodne lidt senere, når de er omkring 6 år gamle (Hall & Thompson, 2009). Parringsæsonen varierer mellem populationerne, og parringen finder sted om efteråret eller vinteren. Hos Østersøpopulationen fødes sælungerne i løbet af februar eller marts (Härkönen, et al., 2007). Gråsælunger fødes med en tæt, hvid pels, som ikke er vandskyende, hvilket medfører, at de, indtil de fælder pelsen ca. 2-4 uger efter fødslen, er tvunget til at blive på land (Galatius, 2017). Derfor er gråsælerne i en periode på flere uger midt om vinteren afhængige af et fuldstændigt uforstyrret område på land, hvor ungen kan die og forblive, mens hunnen tager på fourageringstogter. Efter ca. 14 dage, hvor hunnen giver die, stopper hun, og i den periode vil ungen have øget sin vægt fra ca. 10 kg til næsten 50 kg (Hall & Thompson, 2009).

Østersøpopulationen af gråsæler fælder pelsen i maj – juni. I denne periode tilbringer sælerne en stor andel af tiden på hvilepladserne. Studier af både spættet sæl og gråsæl har vist, at gråsælerne tilbringer betydeligt mindre tid på hvile-/ynglepladserne sammenlignet med spættet sæl (Dietz, Teilmann, Andersen, & Rigét, 2013).

Gråsæler er mest sårbare i de perioder, hvor de opholder sig meget på land, dvs. i die-perioden (februar-marts) samt i fældningsperioden (maj-juni).

6.3.1 Byttedyr og fødesøgningsadfærd

Lige som spættede sæler er gråsæler opportunistiske i deres fødevalg. Gråsæler er i stand til at spise større byttedyr end spættede sæler dels pga. deres størrelsen, men også idet gråsælerne bringer deres bytte til vandoverfladen, hvor de ved hjælp af deres luffer river byttet i mindre stykker. Derudover migrerer (og fouragerer) gråsælerne over betydeligt større afstande end spættede sæler. Gråsæler udstyret med satellit-sendere ved Rødsand bevægede sig 850 km østover ind i Østersøen (Dietz, Teilmann, Henriksen, & Laidre, 2003), og baseret på satellit-data fra Rødsand blev det estimeret, at gråsæler ved Rødsand har en home-range på gennemsnitlig 51.221 km² (4.160-119.583 km²). Dette er 130 gange større end den estimeret kernel home range for spættede sæler på samme lokation (Dietz, Teilmann, Henriksen, & Laidre, 2003).

Som nævnt er gråsælerne opportunistiske i deres fødevalg, men ofte er deres fødevalg domineret af nogle få arter af fisk, og der kan være stor variation i hvilke fisk, der indgår i diæten alt afhængig af hvilket område, sælen lever i. I et studie analyserede man sælernes diæt i et område, der dækker Østersøen og store dele af de indre danske farvande, herunder en region i Kattegat og en region i den sydvestlige del af Østersøen, som er relevante for de gråsæler, der forventes at benytte kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (Scharff-Olsen et al., 2019). Overordnet fandt man en tydelig sammenhæng mellem arter af byttedyr i sælernes diæt og fisk, der findes i de specifikke områder. I Kattegatregionen identificerede man 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 %. I den sydvestlige Østersøregion identificerede man 11 forskellige arter af byttefisk, hvor langt de mest dominerende arter var sortkutling (*Gobius niger*), sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*), torsk (*Gadus morhua*) og rødspætte (*Pleuronectes platessa*), som udgjorde henholdsvis 24 %, 18 %, 16 % og 12 % af diæten (Scharff-Olsen et al., 2019).

I et andet studie blev gråsælernes diæt undersøgt via DNA-analyser fra sælekskrementer indsamlet ved bl.a. sælkolonien ved Måkläppen, Falsterbohalvøen (Kroner, 2016). Man identificerede 20 forskellige byttedyrsarter fra gråsælerne fra Måkläppen, hvor langt den mest dominerende art var hornfisk (*Belone belone*), efterfulgt af torsk, sild og tobis (Kroner, 2016). Derudover viste studiet, at der er store årstidsvariationer, hvor hornfisk var langt den hyppigste byttedyrsart om foråret (hvor de optræder i stort antal langs kysterne), mens torsk var langt den hyppigste byttedyrsart om sommeren og vinteren (Kroner, 2016), hvilket understøtter, at gråsælerne er opportunistiske i deres fødevalg og spiser, hvad der er tilgængeligt.

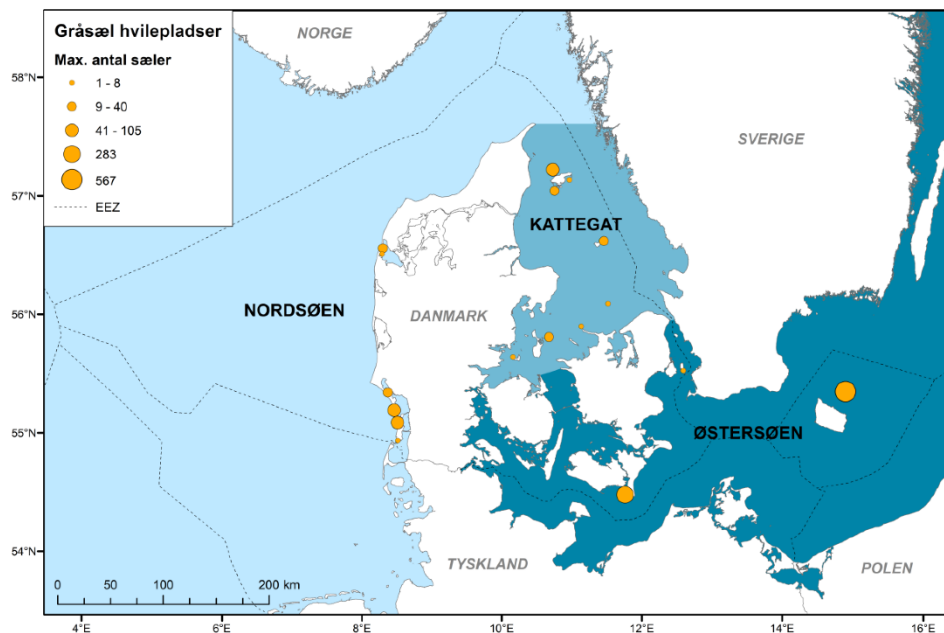
6.3.2 Sanser

Der er stadig begrænset viden om gråsælernes sanser. Men da der er stor anatomisk lighed mellem gråsæler og spættet sæl, samt at de to arter er taksonomisk tætte (Arnason, Bodin, Gullberg, Ledje, & Mouchaty, 1995; Mouchaty, Cook, & Shields, 1995), vurderes det, at deres sanser er sammenlignelige med spættede sæl (Dietz, et al., 2015). Resultater fra elektrofysiologiske studier (ABR) af gråsælernes hørelse i luft viser, at deres hørelse i luft er bedst mellem 3-20 kHz, hvilket er sammenligneligt med spættet sæl (Ruser, et al., 2014). Der er kun kendskab til et enkelt studie af gråsælernes hørelse i vand fra 1975, som viser, at deres høretærskel er højere end de spættede sæler. Da studiet mangler at blive verificeret dels med adfærdsmålinger samt nyere teknologi, anbefales det af Southall et al (2019), at høretærsklerne for spættet sæl anvendes som et konservativt estimat for høretærskler for gråsæler (Southall, et al., Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects, 2019).

6.3.3 Udbredelse af gråsæler de indre danske farvande

Gråsæler i Danmark stammer overordnet fra to subpopulationer i hhv. Nordsøen (*Halichoerus grypus atlantica*) og den centrale Østersø (*Halichoerus grypus grypus*) (Olsen, Galatius, Biard, Gregersen, & Kinze, 2016) (Figur 6.20).

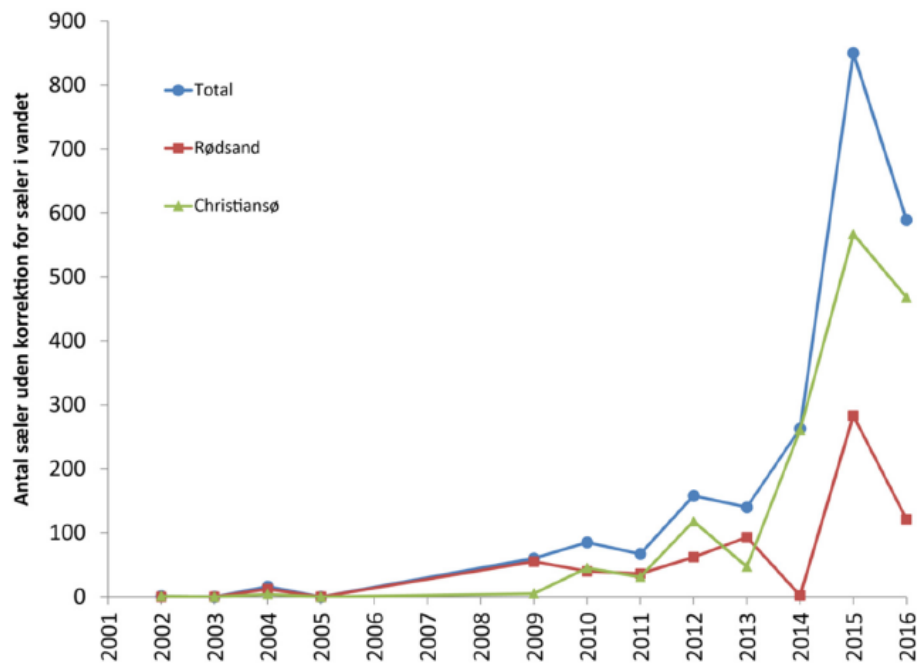
Figur 6.20: Udbredelse af gråsæler for populationerne i Nordsøen og Østersøen, samt det overlappende område i Kattegat samt angivelse af de største hvilepladser, med antal sæler, baseret på optællingerne i fældesæsonen i 2015 og 2016 (Galatius, 2017)



Gråsælerne i Vadehavet, Limfjorden og en del af sælerne i Kattegat stammer fra bestanden i Nordsøen. Gråsælerne i indre danske farvande, bortset fra dele af Kattegat, stammer fra den centrale Østersø.

Gråsælen blev totalfredet allerede i 1967 men forekom på daværende tidspunkt kun sporadisk i landet. Siden 2000 er arten registreret jævnligt og med stigende antal i Vadehavet, Kattegat, den vestlige Limfjord og i Østersøen. I den danske Østersø er der siden 2010 registreret forekomster på flere hundrede dyr, med en stadigt stigende tendens Figur 6.21. Siden 2003 er gråsælen igen ynglende i Danmark med op til 15 unger pr. år (Fredshavn, et al., 2019).

Figur 6.21: Antal af gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2016 (Galatius, 2017)



Den totale Østersøbestand af gråsæler blev i 2019 talt til at være på cirka 38.000 individer, hvor af den danske del Østersøpopulationen er opgjort til 1.000 individer for perioden 2016-2018 (DCE, 2019).

6.3.4 Udbredelse af gråsæler i kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark

Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage vindmøllepark benyttes sandsynligvis af sæler udelukkende fra Østersøpopulation, som er estimeret til at være på 38.000 individer (Miljøstyrelsen, 2020a). Der er ikke hvilesteder eller reservater for gråsæl i selve kabelkorridoren eller vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark. Den nærmeste hvileplads er beliggende ved Måkläppen i det sydvestlige Skåne (Figur 6.20). Hvilepladsen er placeret cirka 10 km fra vindmølleområdet indenfor det svenske Natura 2000-område SE0430095, Falsterbohalvöen, hvor både spættet sæl og gråsæl er på udpegningsgrundlaget. Antallet af gråsæler er i 2015-2018 talt af DCE, Århus Universitet. Baseret på flytællingerne varierer antallet af gråsæler fra ingen observationer til over 1000 gråsæler (DCE, 2020).

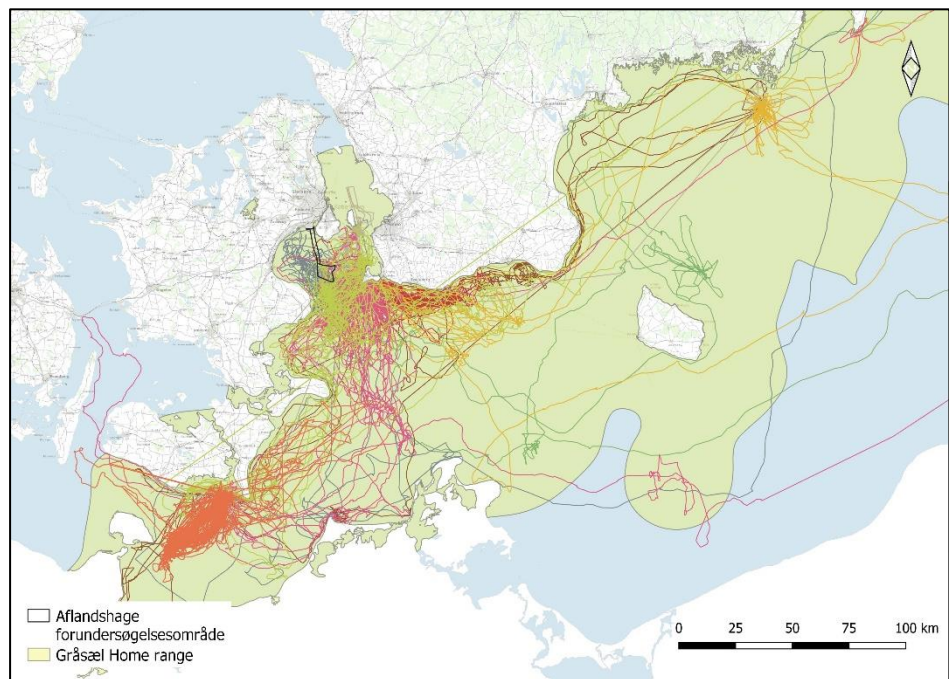
Det er specielt i sommerhalvåret at der observeres mange gråsæler og spættede på hvilepladsen.

Derudover er den sydlige del af Saltholm og havet med småøerne syd for registreret som hvileplads for gråsæl (Figur 6.20). Saltholm er placeret mere end 18 km fra vindmølleområdet indenfor det danske Natura 2000-område nr. 142: Saltholm og omliggende hav, som har både spættet sæl og grå sæl på udpegningsgrundlaget (Miljøstyrelsen, 2020d). I dette område raster gråsæl fåtalligt og sporadisk på ørækken Svaneklapperne. Gråsæl er inden for de seneste 13 år udelukkende registreret i 2016 med otte individer. Før da blev der talt fem gråsæler i 2005. Det er ikke muligt at sige noget om gråsælens bestandsudvikling for dette område (Miljøstyrelsen, 2020d).

6.3.4.1 GPS-data fra satellit-mærkede sæler

I forbindelse med VVM-redegørelsen for Kriegers Flak Havmøllepark, re-analyserede man GPS-data fra gråsæler (Dietz, et al., 2015). I alt inkluderede man data fra 11 gråsæler, heraf seks på hvilepladsen ved Måkläppen, Falsterbo, Sverige, fem på hvilepladsen ved Rødsand og en ved Ålandsøerne, Sverige. I Figur 6.22 er bevægelsesmønstre fra de 11 gråsæler vist.

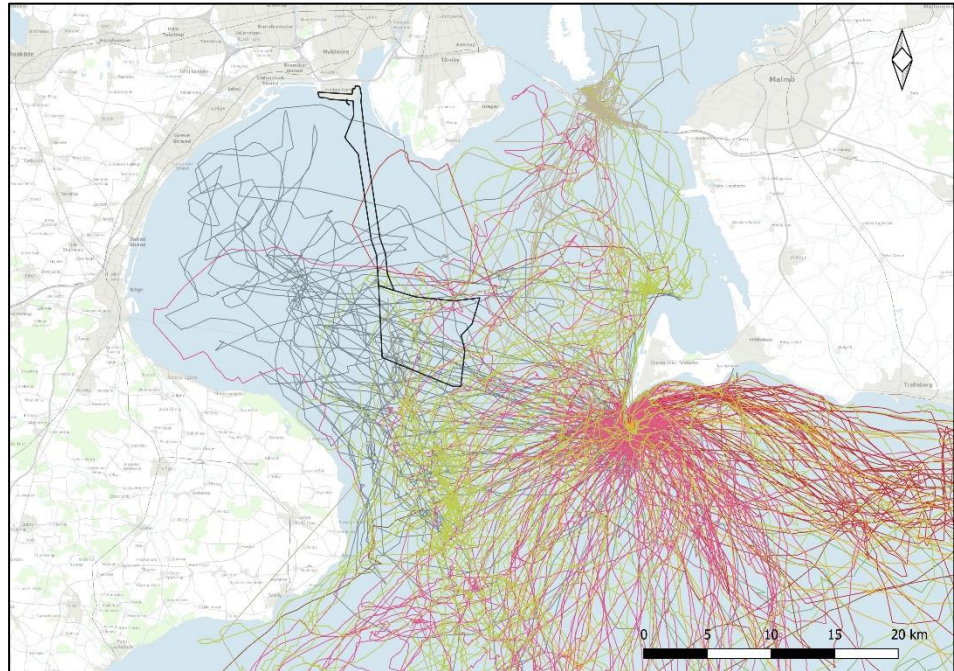
Figur 6.22: Svømmemønstre fra de 11 gråsæler udstyret med GPS ved bl.a. Måkläppen, Sverige i forbindelse med udarbejdelsen af VVM for Kriegers Flak Havmøllepark. De forskellige farver på de enkelte tracks angiver det enkelte individ. Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er angivet med sort linje. Det grønne område angiver 95% kernel home range for de 11 gråsæler. Modificeret efter (Dietz, et al., 2015), GPS-data er indsamlet af DCE, Aarhus Universitet samt Swedish Museum of Natural History in Stockholm. ©SDFE



Som det fremgår af figuren, udviser de 11 gråsæler forskellige svømmemønstre i forhold til de områder, hvor de fouragerer. Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark befinder sig indenfor gråsælernes 95 % kernel home range, hvilket betyder, at vindmølleparken vil blive placeret i et område, hvor sælerne fouragerer, og som de migrerer igennem. Den overordnede 95 % kernel home range for gråsæler er væsentlig større end home range for de spættede sæler og er på 70.727 km², ud af hvilken kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (vindmølleområdet: 42 km², kabelkorridoren: 12,5 km²) udgør mindre end 0,1 %. Ud fra de satellit-mærkede sæler svømmede

fem af gråsælerne ind vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark, og fire gråsæler svømmede ind i kabelkorridoren (se Figur 6.23).

Figur 6.23: Nærbillede af svømmemønstre fra de 11 gråsæler udstyret med GPS ved bl.a. Måkläppen, Sverige i forbindelse med udarbejdelsen af VVM for Kriegers Flak Havmøllepark. De forskellige farver på de enkelte svømmemønstre angiver det enkelte individ. Modificeret efter (Dietz, et al., 2015). GPS-data er indsamlet af DCE, Aarhus Universitet samt Swedish Museum of Natural History in Stockholm. ©SDFE



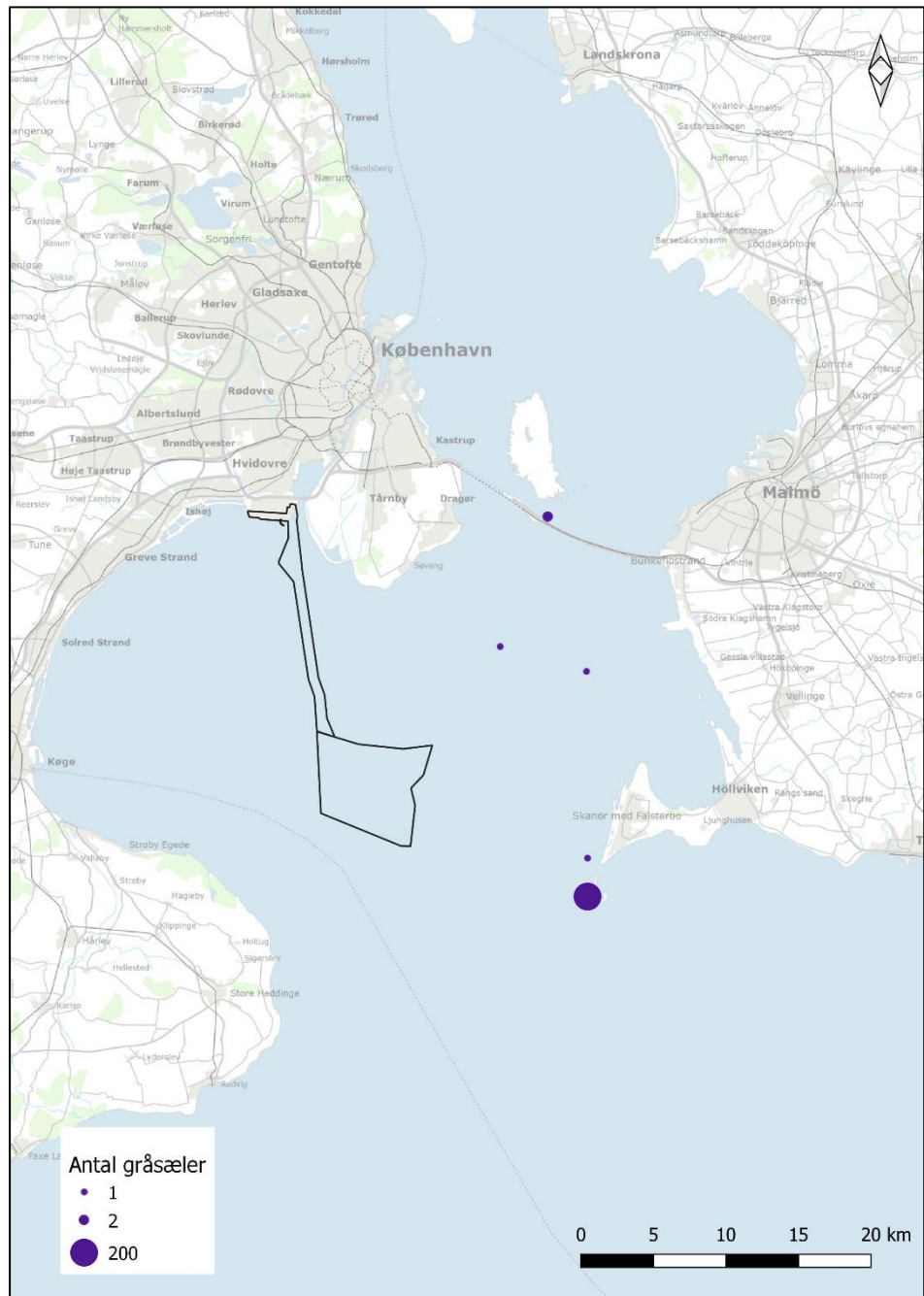
I forbindelse med VVM-redegørelsen for Kriegers Flak Havmøllepark, blev der udført analyser (baseret på GPS-data fra de 11 gråsæler) til at identificere fourageringsområder med stor betydning for sælerne, og her fremgår det, at kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark er placeret i et område med lav betydning for de 11 gråsæler (hele året rundt) (Dietz, et al., 2015) og dermed ikke har en vigtig betydning som fourageringsområde.

Der er kun sporadisk forekomst af gråsæler på Saltholm, men det antages, at den estimerede home-range er dækkende for gråsælerne både på Saltholm og Måkläppen.

6.3.4.2 Data fra flytællinger (2019/2020)

I alt blev der observeret 205 gråsæler på de otte flytællinger gennemført i 2019/2020. Der blev ikke registreret gråsæler i kabelkorridoren eller vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark (se Figur 6.24).

Figur 6.24: Fordeling af gråsæler i den centrale og sydlige del af Øresund. Som det fremgår af figuren, er der ikke observeret gråsæler i kabelkorridoren eller i vindmølleområdet for Aflands-hage Vindmøllepark. ©SDFE



Der blev registeret gråsæler under to af de otte flytællinger med flest gråsæler under flytællingerne udført den 4. april 2020 (Tabel 6.3). De 200 gråsæler blev observeret ved Måklappen i Sverige (Figur 6.24), som kun blev inkluderet i flytællingerne under den ene flytælling udført den 4. april.

Tabel 6.3: Opsummering af observerede gråsæler under de otte flyoptællinger fordelt på dato.

Dato	30/10-19	21/12-19	27/2-20	14/3-20	4/4-20	23/7-20	12/8-20	1/9-20
Antal gråsæler	0	0	0	3	202	0	0	0

6.3.5 Betydning af kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark for gråsæler

Gråsæler bevæger sig over langt større afstande end spættet sæl, og forekomst af gråsæler i et område betyder ikke, på samme måde som for spættet sæl, at individet har en nær tilknytning til området (McConnell, Lonergan, & Dietz, 2012; Galatius, 2017). Kabelkorridoren og vindmølleområdet for Aflandshage Vindmøllepark vurderes at være et område, der benyttes af gråsæler som fourageringsområde hele året rundt. Vindmølleområdet ligger tæt på to Natura 2000 områder (N142 og SE0430095), hvor gråsæler er på udpegningsgrundlaget, og sæler, der bevæger sig mellem habitatområderne, kan passere kabelkorridoren og vindmølleområdet.

Områdets økologiske betydning for gråsæler anses som middel, baseret på den korte afstand til nærliggende hvilepladser ved Saltholm og Måklæppen, Falsterbohalvøen, samt at området ikke er identificeret som et vigtigt fourageringsområde.

7 Potentielle påvirkninger fra de seismiske forundersøgelser

Støj kan påvirke dyr i havet på forskellige måder. Påvirkningerne kan variere fra maskering af biologisk vigtige signaler, ændringer i adfærd, som fx undvigelsesadfærd eller ophør af normal adfærd, hørenedsættelse (midlertidig eller permanent) og fysiske og fysiologiske effekter (skade, stressreaktioner).

Hvilke påvirkninger der induceres, afhænger af en lang række faktorer, bl.a. frekvensindhold og varighed af støjen, dens tidsmæssige mønster og det generelle baggrundsstøjniveau. Hvor store og hvor mange påvirkninger man kan observere, afhænger af, hvor tætte dyrene er på støjkilden. Den afstand man begynder at observere en eventuel påvirkning på, kan beregnes ud fra artsspecifikke tærskler for individuelle typer af påvirkninger. Dette giver i princippet nogle artsspecifikke påvirkningszoner. I virkeligheden er tærsklerne for mange arter dog ikke præcist kendte, og sådanne zoner er derfor ikke veldefinerede. Derudover er der ofte store overlap mellem de forskellige zoner, da andre variabler som alder, køn og generelle fysiologiske- og adfærdstilstande hos individuelle dyr også har indflydelse på sandsynligheden for, at dyr bliver påvirket af støj (Popov, et al., 2011; Southall, et al., 2007; Southall, et al., 2019; Southall, et al., 2021).

Noget af det udstyr som skal bruges til seismiske undersøgelser (sparkers, boomers, og sub-bottom profilere, som beskrevet i afsnit 3.2) genererer undervandsstøjniveauer, der kan forårsage undvigelsesadfærd og midlertidige (TTS) og permanente (PTS) høretab hos havpattedyr.

Adfærdsændringer i forhold til flere slags sonarer, der i frekvens minder om sparkers og boomers, er blevet undersøgt i flere playbackforsøg på marsvin i fangenskab (Kastelein, Steen, Vensveen, & Verboom, 2011; Kastelein, Schop, Gransier, Steen, & Jennings, 2014; Kastelein, Gransier, Schop, & Hoek, 2015b; Kastelein, van den Belt, Helder-Hoek, Gransier, & Jo-hansson, 2015c; Kastelein, Helder-Hoek, & Van de Voorde, 2017a; Kastelein, et al., 2018; Kastelein, Ainslie, & van Kester, 2019a). Kastelein et al. (2018, 2019a) så at to marsvin øgede deres åndedrætsfrekvent, når de blev udsat for playback af en AN/SQS-53C militærsonar (3,5-4,1 kHz), ved lydniveauer på 119-122 dB re 1µPa (rms). Kastelein et al. (2018) så også, at et af marsvinene bevægede sig væk fra lydkilden, når lydniveauet nåede 143 dB re 1 µPa (rms) ved dyret. Disse data er dog fra dyr i fangenskab i en relativt lille tank, hvilket gør det vanskeligt at ekstrapolere resultaterne til vilde marsvin.

Et nyt Agent Based Modelling (ABM)-studie forsøger at vurdere, hvornår forstyrrelser af enkelte hunner potentielt vil kunne påvirke populationen af marsvin (Gallagher, Grimm, Kyhn, Kinze, & Nabe-Nielsen, 2021). I modelleringen anvendes tærskler for adfærdsændringer fra Thompson et al. (2013). Ved at bruge individuelle marsvins behov for føde i løbet af året, og estimere graden af påvirkning på deres fouragerings succes, estimeres de potentielt største påvirkninger at kunne forekomme i den periode, hvor hunnerne har unger, der er helt afhængig af at die, mens hunnen selv skal opbygge et spæklæg til at modstå vinteren (Gallagher et al. 2021).

Sæler har ikke været undersøgt i samme udstrækning. Et enkelt studie fra 1998 undersøgte adfærdsreaktioner hos spættede sæler og gråsæler udstyrede med satellitsendere, når de blev udsat for en times kontrolleret eksponering af et airgun-array (Thompson, Sjoberg, Bryant, Lovell, & Bjorge, 1998; Gordon, et al., 2003).

Både spættede sæler og gråsæler svømmede væk fra arrayet, og stoppede tilsyneladende med at spise, indtil et par timer efter eksponeringen endte. En enkelt spættet sæl viste dog ikke nogen åbenlys reaktion, og blev set inden for 300 m af det aktive array. Denne ene sæls reaktion er mere lig de reaktioner man har observeret hos ringsæler i Alaska, i forbindelse med et seismisk survey (Harris, Miller, & Richardson, 2001).

Det er blevet foreslået, at marsvin kan reagere på støj på et fast niveau (40-50 dB) over deres absolutte høretærskel (Tougaard et al. 2015), og eksisterende data tyder på at det kan være tilfældet. Selvom denne antagelse ikke inddrager konteksten af støjen, som det foreslås af Southall et al. (2021), vil de følgende modelberegninger om adfærdspåvirkninger baseres på en generel tærskel for marsvin. Adfærdstærskler er endnu ikke definerede for sæler. For mere information om de anvendte tærskler se den tekniske baggrundrapport (NIRAS, 2021).

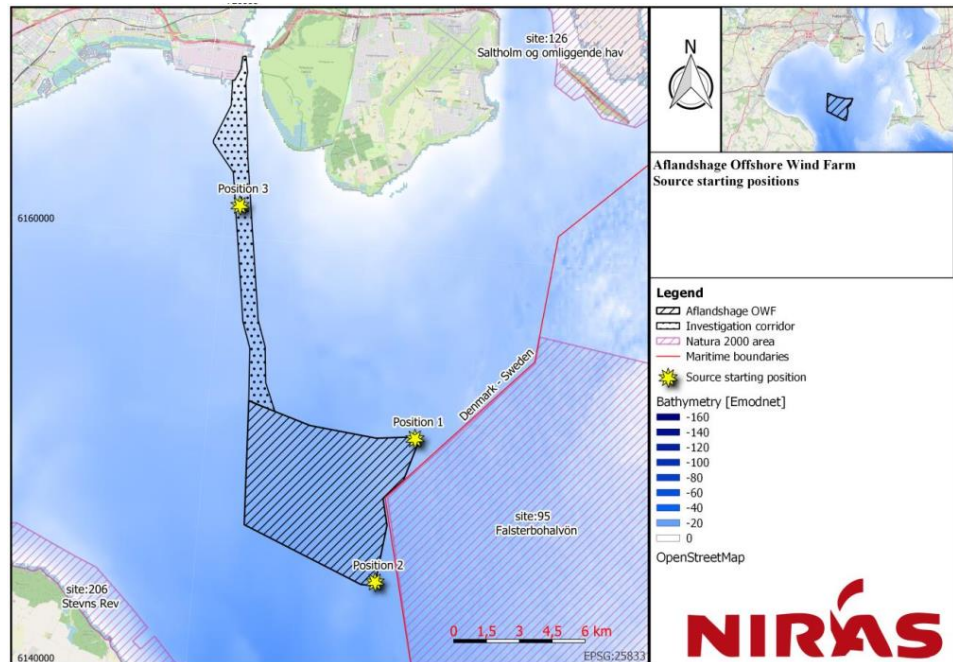
For at vurdere påvirkningen fra den seismiske forundersøgelsesundersøgelse er en detaljeret undervandsstøjmodellering blevet udført for at estimere påvirkningsområderne ud fra adfærds-, TTS- og PTS-tærskler. Undervandsstøjmodellering blev udført for to udstyrsscenerier. Den fulde opsætning (scenarie 1) ved hjælp af en Innomar (Innomar SES-2000 Medium 100 parametric sub bottom profiler), en sparker (Geomarine GeoSource 800j), og en boomer (Applied Acoustics triple plate S-Boom). Den anden opsætning (scenarie 2) inkluderer kun Innomar-systemet. Scenarie 1 og 2 forventes begge at blive brugt til forundersøgelsen i området for Aflandshage havvindmøllepark, hvor fundamentene vil blive installeret. I undersøgelseskorridoren vil det kun være Innomar-systemet (scenarie 2), som vil blive brugt. Begge udstyrsscenerier kan generere undervandsstøjniveauer, der kan forårsage undvigelsesadfærd og midlertidige (TTS) og permanente (PTS) høretab hos havpattedyr. For flere detaljer se den tekniske baggrundrapport (NIRAS, 2021).

8 Vurdering af påvirkninger

Før anlæg af en havvindmøllepark (installation af fundamenter og kabler) kan gå i gang, er der behov for information om havbunden. Den information kan man få ved at udføre seismiske undersøgelser.

Til seismiske undersøgelser kan der anvendes flere forskellige typer af udstyr, herunder nogle typer udstyr (f.eks. airguns, sparkers, boomers og sub-bottom profilers), som genererer høje lydniveauer under vand, og i frekvensområder, der delvist overlapper med havpattedyrenes hørespektrum. Baseret på en screening af de forskellige typer udstyr, er der foretaget en detaljeret beregning for støjuddbredelsen fra det seismiske undersøgelsesudstyr. I dette tilfælde er der tale om sparkers, boomers og sub-bottom profilers (for detaljer se NIRAS, 2021). Beregningerne estimerer afstande over hvilke den genererede undervandsstøj kan forårsage undvigelsesreaktioner, og midlertidige (TTS) eller permanente (PTS) høretab hos marsvin, gråsæler og spættede sæler (for flere detaljer se NIRAS, 2021). For at vurdere påvirkningen fra den seismiske forundersøgelserundersøgelse er undervandsstøjmodelleringen blevet udført baseret på en worst-case situation, med brug af forskellige typer udstyr ved maksimale kildeniveauer og uden anvendelse af afværgeforanstaltninger. Modelleringen er udført for to positioner i forundersøgelserområdet for Aflandshage havvindmøllepark og en i kabelkorridoren (se figur 8.1).

Figur 8.1: Oversigt over de modellerede lydkildepositioner. Positionerne er angivet med røde stjerner på kortet.



Tabel 8-1: Påvirkningsafstande for de seismiske undersøgelsesaktiviteter opdelt i udstyrsscenerier. Afstandene for PTS og TTS angiver i hvilket afstandsinterval (i meter) fra undersøgelsesfartøjet, et havpattedyr mindst skal være ved begyndelsen af maksimal undersøgelsesaktivitet for at undgå hver af de givne påvirkninger. Resultaterne re-præsenterer worst-case-scenerierne, marts måned for kabelkorridoren, og maj måned for vindmølleområdet, og uden anvendelse af afværgeforanstaltninger.

Udstyrsscenerie	Afstande til Tærskel [m]				
	Marsvin			Sæler	
	Adfærds påvirkning	TTS	PTS	TTS	PTS
1: Sparker Boomer & Innomar (vindmølleområde)	2450	1350-2700	750-1600	45-170	<10
2: Innomar (vindmølleområde)	2450	1350-2700	750-1600	10-50	<10
2: Innomar (Kabelkorridor)	2650	1425-2850	775-1725	10-60	<10

Som vist i tabel 8.1 er påvirkningsafstandene stort set ens for de 2 scenarier i forundersøgelingsområdet for Aflandshage vindmøllepark.

Marsvin - TTS/PTS

Marsvin fundet inden for 750-1725 meter af undersøgelsesfartøjet kan være i risiko for at udvikle PTS, når udstyret startes, forudsat at udstyret startes på maksimalt energiniveau uden afværgeforanstaltninger, dvs. uden en soft-start procedure. Hvis marsvin befinder sig inden for 1350-2850 meter fra fartøjet ved starten af driften på maksimalt energiniveau, kan de blive udsat for undervandsstøj, som er højt nok til at forårsage TTS.

Risikoen for, at marsvin befinder sig inden for den kritiske afstand ved opstart af udstyr, kan reduceres væsentligt ved anvendelse af en passende opstartsprocedure. Dette kunne omfatte en langsom stigning i den udsendte energi/og/eller fyrfrekvens af udstyret over en periode (soft-start/ramp-up). Dette kan give marsvinene tid til at svømme ud til sikker afstand, før udstyret betjenes for fuld kraft.

Det anbefales derfor, at enhver seismisk undersøgelse inkluderer en soft-start med ramp-up til fuld effekt over en tilstrækkelig lang periode til at give dyrene tid til at forlade området. Som et eksempel vil en 30-minutters soft-start tillade et havpattedyr, der svømmer med 1,5 m/s, at nå en afstand på 2,7 km, før udstyret betjenes med fuld kraft. Læg dertil fartøjets hastighed på 4 knob (2,0 m/s), og den resulterende afstand mellem flygtende havpattedyr og undersøgelsesfartøj vil være over 5 km, hvis det antages, at dyret ikke flygter i skibets sejlrkning. Det vurderes, at en 30-minutters soft-start-procedure vil være tilstrækkelig til at undgå PTS og TTS hos marsvin ved at lade marsvin i den potentielt farlige zone nær det seismiske undersøgelsesfartøj svømme væk, før den seismiske undersøgelse kører for fuld kraft. Hvis der er et stop på mere end 15 minutter i den seismiske undersøgelse, anbefales det også, at udstyret genstartes med en soft-start/ramp-up-procedure.

I vurderingen er det forudsat, at der vil blive anvendt en soft-start-procedure i driften af det seismiske undersøgelsesudstyr (f.eks. sparkers, boomers, og sub-bottom profilere), hvorfor afværgeforanstaltninger anses at være et krav for drift af denne type udstyr.

Graden af forstyrrelse af PTS og TTS er vurderet som høj/middel, men med en passende soft-start/ramp-up-procedure er den geografiske udstrækning begrænset og vurderet som lokal, mens sandsynligheden for forekomst er også begrænset og vurderet som lav. På grund af den begrænsede undersøgelsesperiode vurderes varigheden som kortsigtet. Derfor anses populationspåvirkningen af PTS og TTS at være ubetydelig for marsvin tilhørende både Bælthavsbestanden, og den kritisk truede østersøbestand, og vil med stor sandsynlighed ikke have konsekvenser for populationernes kort- eller langsigtede bevaringsstatus.

Marsvin adfærdspåvirkninger

Som nævnt i afsnit 6.1 er forundersøgellesområdet for Aflandshage havvindmøllepark beliggende i en overgangszone for bestandene af marsvin i Bælthavet og den egentlige Østersø, men med markant større sandsynlighed for at eventuelt detekterede marsvin er fra Bælthavspopulationen. Tætheden i området er lav især sammenlignet med tætheden i det egentlige Bælthav. Det forventes derfor, at langt de fleste af marsvinene i forundersøgellesområdet for Aflandshage havvindmøllepark tilhører Bælthavsbestanden, en antagelse der også understøttet af telemetridata fra marsvin mærket i de indre danske farvande (se Figur 7.14), og at det kun vil være meget sporadiske besøg af individer fra den kritisk truede østersøpopulation (se afsnit 7.1.2).

Ud fra de modellerede påvirkningsafstande kan det område som påvirkes beregnes. Baseret på disse beregninger, på tæthedsestimater af marsvin i området fra SAMBAH, SCANS og mini-SCANS II (Tabel 8-2), og under antagelse af en jævn fordeling af marsvin i området, er antallet af dyr, som potentielt bliver påvirket adfærdsmæssigt, blevet estimeret. Sammenholdes estimatet med den estimerede populationsstørrelse, giver det et billede af, hvor stor en andel af populationen, som potentielt ville kunne blive adfærdspåvirket af de seismiske undersøgelser af forundersøgellesområdet og kabelkorridoren for Aflandshage vindmøllepark. Det estimerede antal dyr, som påvirkes, skal dog ikke ses som det faktiske antal marsvin, der potentielt ville blive påvirket af de seismiske undersøgelser, men derimod som en indikation af omfanget af påvirkning på populationen.

Tabel 8-2: Tætheder og populationsestimater for de to marsvinepopulationer bælthavspopulationen og Østersøpopulationen i sommer og vinterhalvåret.

Tæthed (individer/km ²)		Populationsestimat	
Sommer	Vinter	Bælthavspopulationen	Østersøpopulationen
0,02-0,2	0,01-0,1	17.000 - 42.000	500

Både estimater af antal dyr, som kan udvise adfærdssændringer, og hvilken andelen de udgør af populationen, er vist i Tabel 8-3. I tabellen ses det at andelen af Bælthavspopulationen, som bliver påvirket, er under 1% uanset om det drejer sig om sommer- eller vinterhalvåret, eller om populationsstørrelsen antages at være

17.000 eller 42.000 individer. Det samme gør sig gældende for Østersøpopulationen i vinterhalvåret, som er den periode, hvor marsvin fra Østersøpopulationen, potentielt kan forekomme i forundersøgelingsområdet for Aflandshage vindmøllepark.

Tabel 8-3: Påvirkede arealer, antal individer og proportionen af marsvinepopulationen, som påvirkes af de seismiske undersøgelsesaktiviteter, opdelt i udstyrsscenerier, årstider, og marsvinepopulationerne: Bælthavspopulationen og Østersøpopulationen. For Bælthavspopulationen er proportionen beregnet ud fra en populationsstørrelse på 42.000 individer, og i parentes 17.000 individer.

Område	Udstyr	Marsvin					
		Påvirket areal [km ²]	Antal påvirkede individer		Proportion af populationen (%)		
			Adfærd		Bælthavspopulationen		Østersøpopulationen
		Sommer	Vinter	Sommer	Vinter	Vinter	
Vindmølleområde	Innomar	18	0,36-3,6	0,18-1,8	0,0009-0,009 (0,002-0,2)	0,0004-0,004 (0,001-0,01)	0,036-0,36
	Sparke	10-11	0,22-2,2	0,11-1,1	0,0005-0,005 (0,001-0,01)	0,0003-0,003 (0,0006-0,006)	0,022-0,22
	Boomer	2	0,04-0,4	0,02-0,2	0,0001-0,001 (0,0002-0,002)	0,00005-0,00005 (0,0001-0,001)	0,004-0,04
Kabelkorridor	Innomar	20	0,4-4	0,2-2	0,001-0,01 (0,002-0,02)	0,0005-0,005 (0,001-0,01)	0,04-0,4

Marsvin kan i værste fald udvise undvigelsesadfærd inden for ca. 2650 meter fra undersøgelsesfartøjet. Dette dækker et areal på cirka 20 km² og kan estimeres som det umiddelbare habitattab i undersøgelsesperioden, som forventes at vare nogle uger. På grund af det begrænsede område som påvirkes, anses den geografiske udstrækning for at være lokal, og på grund af den begrænsede undersøgelsesperiode vurderes varigheden som kortsigtet.

Marsvin tilhørende Bælthavspopulationen kan forekomme i forundersøgelingsområdet hele året rundt. Graden af forstyrrelse er vurderet som lav/middel for marsvin tilhørende denne population, da bestanden antages at have en gunstige bevaringsstatus. Det påvirkede område er af begrænset størrelse (lokalt), og varigheden af forstyrrelsen (undersøgelsen) er meget kort (få uger), hvilket fører til en kortvarig påvirkning. Det i kombination med, at forundersøgelingsområdet ikke er et godt habitat for marsvin, fører til en vurdering af den kombinerede påvirkning, med anvendelse af passende soft-start/ramp-up-procedure på Bælthavspopulationen af marsvin som ubetydelig/lille og uden konsekvenser for populationen status på kort og lang sigt.

Marsvin fra den kritisk truede Østersøpopulation kan findes i det berørte område i vintermånederne. Graden af forstyrrelse er vurderet som høj for denne population på grund af dens ugunstige bevaringsstatus. Men da bestanden vurderes at være meget lille, forventes andelen af marsvin fra Østersøpopulationen i farvandet om-

kring Aflandshage at være meget lav. De fleste af marsvinene, som findes i forundersøgelingsområdet for Aflandshage havvindmøllepark, forventes at tilhøre den langt mere talrige Bælthavspopulation. Denne antagelse understøttes af telemetri-data fra mærkede marsvin i de indre danske farvande (Bælthavets delbestand; se figur 4.7). Hvis dette kombineres med den begrænsede størrelse af det påvirkede område og den korte varighed af forstyrrelsen (få uger), samt det faktum, at forundersøgelingsområdet ikke er et vigtigt område for marsvin, vil den kombinerede påvirkning, med anvendelse af passende soft-start/ramp-up-procedure for Østersøpopulationen vurderes at være lille i vintermånederne og uden konsekvenser for populationens kortsigtede og langsigtede status. Hvis undersøgelsen gennemføres i sommermånederne, vurderes påvirkningen af Østersøpopulation at være ubetydelig, da de ikke forventes at forekomme i området i sommermånederne (april til september).

Det anbefales, at den seismiske undersøgelse udføres med anvendelse af passiv akustisk overvågning og havpattedyrobservatører om bord på undersøgelsesfartøjet, for at sikre, at der ikke er marsvin tæt på undersøgelsesfartøjet.

Spættede sæler og gråsæler - TTS/PTS

Sæler anses for at være væsentligt mindre følsomme over for undervandsstøj, og har højere tærskler for TTS og PTS forårsaget af undervandsstøj. Modelleringsresultaterne viser, at hvis sæler er inden for <10 meter af undersøgelsesfartøjet, når startes på maksimalt energiniveau uden soft-start procedurer, kan de være i risiko for at udvikle PTS. Sæler inden for 45-170 meter af fartøjet kan være i risiko for at udvikle TTS. Desuden kan sæler, i modsætning til marsvin, aktivt reducere påvirkningen fra undervandsstøj ved at stikke hovedet op af vandet, eller søge mod hvilepladser på land.

Påvirkningen af PTS og TTS vurderes samlet set at være ubetydelig (for både spættede sæler og gråsæler), hvor forstyrrelsesgraden er vurderet som høj for PTS og medium for TTS, er den geografiske udstrækning ikke vigtig (på grund af de meget kort påvirkningsafstande), og sandsynligheden for forekomst vurderes som lav på grund af de meget korte påvirkningsafstande.

Spættede sæler og gråsæler – Adfærdsændringer

Der er ingen specifikke undersøgelser, der påviser på hvilke afstande sæler reagerer på undervandsstøj fra geofysiske undersøgelser. Der er nogle få undersøgelser, som omhandler undvigelsesadfærd og påvirkningsafstande for sæler udsat for støj fra pæleramning. Her ses reaktionsafstande, der kan sammenlignes med marsvins. Derfor er det som en konservativ antagelse vurderet, at sæler reagerer på undervandsstøj fra geofysiske undersøgelser i samme afstand som marsvin (ca. 2700 meter). Det forventes, at både spættet sæl og gråsæl forekommer jævnlige i området, men området er ikke et særligt vigtigt område for nogen af arterne. Graden af forstyrrelse er vurderet som lav for gråsæl og spættet sæl, da det forventes, at sælerne i nogen grad vil undgå det påvirkede område. Den geografiske udstrækning er klassificeret som lokal, varigheden som kort (få uger). Sandsynligheden for påvirkning er vurderet som lav på grund af de relativt korte påvirkningsafstande, den korte varighed, og at området ikke er vigtigt for hverken spættede sæler eller gråsæler. Den samlede påvirkning på adfærd vurderes derfor som ubetydelig for begge arter.

8.1 Konklusion af påvirkningen af seismisk survey

Følgende afværgeforanstaltninger bør inkluderes i den seismiske undersøgelse for at reducere påvirkningen (efter de danske retningslinjer for seismiske undersøgelser, Energistyrelsen, 2018):

- Den seismiske undersøgelse bør begynde med en 30 minutters soft-start/ramp-up til fuld effekt for at sikre, at marsvin og sæler ikke er inden for risikozonen for TTS og PTS.
- Passiv akustisk monitoring bør anvendes, ligesom observatører bør være ombord på undersøgelsesfartøjet for at sikre, at ingen havpattedyr er i umiddelbar nærhed af undersøgelsesfartøjet ved begyndelsen af den seismiske undersøgelse.
- Hvis den seismiske undersøgelse afbrydes, bør den gen-startes med en soft-start-procedure.

Den samlede påvirkning på marsvin, spættet sæl og gråsæl vurderes at være ubetydelig til mindre og uden konsekvenser for bestandenes kort- og langsigtede status (Tabel X). Denne vurdering er under den antagelse, at en passende soft-start/ramp-up-procedure anvendes.

Tabel 8.1 Påvirkning af marsvin og sæler fra seismiske undersøgelser (worst-case scenario).

Aktivitet	Påvirkning	Intensitet	Rumligning udstrækning	Sandsynlighed	Varighed	Samlet påvirkningsgrad
Bælthavsmarsvin						
Seismisk survey	PTS	Høj	Ikke vigtig	Lav	Langvarig	Ubetydelig
	TTS	Middel	Ikke vigtig	Lav	Kortvarig	Ubetydelig
	Adfærd	Lav/Middel	Lokal	Lav	Kortvarig	Ubetydelig/lille
Østersømarsvin (kun vinterhalvår)						
Seismisk survey	PTS	Høj	Ikke vigtig	Lav	Langvarig	Ubetydelig
	TTS	Høj	Ikke vigtig	Lav	Kortvarig	Ubetydelig
	Adfærd	Høj	Lokal	Lav	Kortvarig	Lille
Sæler						
Seismisk survey	PTS	Høj	Ikke vigtig	Lav	Langvarig	Ubetydelig
	TTS	Middel	Ikke vigtig	Lav	Kortvarig	Ubetydelig
	Adfærd	Lav	Lokal	Lav	Kortvarig	Ubetydelig

9 Vurdering af påvirkninger på Natura 2000 og bilag IV arter

I de følgende afsnit gennemgås de seismiske undersøgelser potentielle påvirkninger på relevante Natura 2000-områder, som har marsvin, spættet sæl og/eller gråsæl på udpegningsgrundlaget. Derudover vurderes de seismiske undersøgelser potentielle påvirkning på relevante bilag IV-arter, som i dette tilfælde begrænser sig til marsvin.

9.1 Natura 2000-områder og bilag IV arter

Natura 2000 er betegnelsen for et netværk af beskyttede naturområder i EU. Områderne skal bevare og beskytte naturtyper og vilde dyre- og plantearter, som er sjældne, truede eller karakteristiske for EU-landene. Natura 2000 netværket inkluderer områder udpeget under EU's habitatdirektiv (RÅDETS DIREKTIV 92 / 43 / EEC) samt EU's fuglebeskyttelsesdirektiv (DIRECTIVE 2009/147/EC). Under habitatdirektivet udpeges områder som er "Special Areas of Conservation" (SACs) og "Site of Community Importance" (SCI) for arter (med undtagelse af fugle) samt habitater. Ligeledes udpeges der under fuglebeskyttelsesdirektivet "Special Protection Areas" (SPAs) til beskyttelse af fugle. Til sammen udgør de udpegede SPAs og SAC/SCIs Natura 2000-netværket.

Både sæler og marsvin er opført på EU's habitatdirektivs bilag II. Hvert EU-land skal blandt andet udpege områder, der kan fungere som sikre levesteder for de naturtyper og arter, som er opført på habitatdirektivets bilag I og II. Disse områder betegnes habitatområder. I Danmark er habitatbekendtgørelsen (BEK nr 1240 af 24/10/2018) en væsentlig del af implementeringen af EU's habitatdirektiv, og habitatbekendtgørelsen har blandt andet til formål at udpege internationale naturbeskyttelsesområder (Natura 2000-områder) og fastsætte regler for administrationen af disse områder. Formålet med Natura 2000-netværket er at sikre gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, som er på udpegningsgrundlaget for de enkelte Natura 2000-områder.

Et hovedelement i beskyttelsen af Natura 2000-områder er, at myndighederne i deres administration og planlægning ikke må vedtage planer eller projekter, der kan skade de arter og naturtyper, som områderne er udpeget for at bevare, som beskrevet i habitatdirektivets artikel 6 stykke 3:

"Alle planer eller projekter, der ikke er direkte forbundet med eller nødvendige for lokalitetens forvaltning, men som i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke en sådan lokalitet væsentligt, vurderes med hensyn til deres virkninger på lokaliteten under hensyn til bevaringsmålsætningerne for denne. På baggrund af konklusionerne af vurderingen af virkningerne på lokaliteten, og med forbehold af stk. 4, giver de kompetente nationale myndigheder først deres tilslutning til en plan eller et projekt, når de har sikret sig, at den/det ikke skader lokalitetens integritet, og når de - hvis det anses for nødvendigt - har hørt offentligheden."

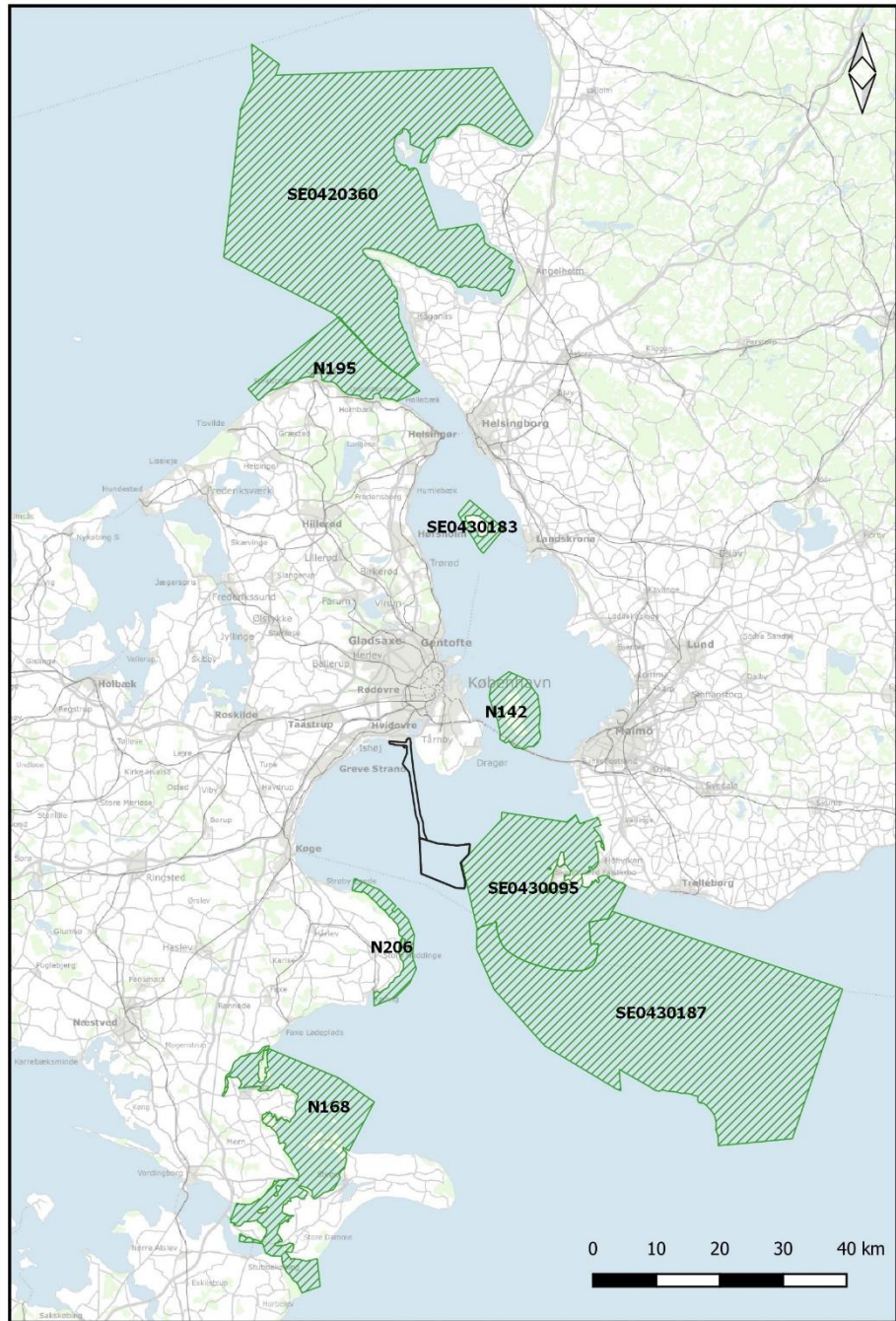
Natura 2000-vurderingen tager udgangspunkt i identificeringen af relevante Natura 2000-områder baseret på udpegningsgrundlag for de relevante områder, projektbeskrivelsen, de potentielle miljøpåvirkninger (som beskrevet i kapitel 6) samt undervandsstøjmodelleringen.

9.1.1 Relevante Natura 2000-områder

For hvert Natura-2000 område foreligger der en basisanalyse samt en Natura 2000-plan med overordnede målsætninger samt konkrete målsætninger for arter og habitattyper på udpegningsgrundlaget. Et område kan blive udpeget som Natura 2000-område, fordi området har en vigtig funktion for arterne på udpegningsgrundlaget, det kunne f.eks. være et yngleområde for marsvin eller sæler. Dette vil i så fald fremgå af de konkrete målsætninger for det pågældende Natura 2000-område. For en del af Natura 2000-områderne er der ikke beskrevet konkrete målsætninger for marine pattedyr, men for alle naturtyper og arter på udpegningsgrundlaget er målsætningen, at de på sigt skal opnå gunstig bevaringsstatus.

Aflandshage Vindmøllepark er planlagt til at blive anlagt umiddelbart udenfor det svenske Natura 2000-område SE0430095 Falsterbohalvön, som har både spættet sæl, gråsæl og marsvin på udpegningsgrundlaget. Derudover finders der i længere afstand fra forundersøgelsesområdet en række både danske og svenske Natura 2000-områder, som har en eller flere af de marine pattedyrarter på udpegningsgrundlaget (Figur 9.1), og som potentielt kan påvirkes af projektet (primært på grund af støj).

Figur 9.1: Nærliggende Natura 2000-områder med spættet sæl, gråsæl og/eller er marsvin på udpegningsgrundlaget. Forundersøgellesområdet for anlæg af Aflandshage Vindmøllepark er vist med en sort streg. ©SDFE



Tabel 9.1 viser nærliggende Natura 2000-områder med marine pattedyr på udpegningsgrundlaget for Aflandshage Vindmøllepark. Områder, som er vurderet at kunne påvirkes af projektet, er angivet med fed skrift, og der gives en nærmere beskrivelse af disse områder i de følgende afsnit. Områder, som befinder sig i så lang afstand fra forundersøgellesområdet, at de ikke vil kunne påvirkes af undervandsstøj fra projektet, beskrives ikke nærmere.

Tabel 9.1: Nærliggende Natura 2000-områder med marine pattedyr på udpegningsgrundlaget, samt angivelse af cirka afstand til forundersøgelsesområdet. Områder, der direkte kan påvirkes af undervandsstøj, er markeret med fed.

Natura 2000 -område	Afstand til forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark	Marine pattedyr på udpegningsgrundlaget
SE0430095 Falsterbohalvön	Grænser direkte op til området	Marsvin
		Spættet sæl
		Gråsæl
N206 Stevns Rev	> 5 km	Marsvin
SE0430187 Sydvästskånes utsjö-vatten	> 5 km	Marsvin
		Spættet sæl
		Gråsæl
N142 Saltholm og omliggende hav	> 15 km	Marsvin
		Spættet sæl
		Gråsæl
N168 Havet og kysten mellem Præstø Fjord og Grønsund	> 30 km	Marsvin
SE0430183 Havet omkring Ven	> 40 km	Marsvin
		Gråsæl
N195 Gilleleje og Tragten	> 70 km	Marsvin
SE0420360 Nordväst Skånes havsområde	> 70 km	Marsvin
		Spættet sæl
		Grå sæl

SE0430095 Falsterbohalvön

Mod øst grænser forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark direkte op mod et svensk Natura 2000-område, som indeholder habitatområdet Falsterbohalvön. Der er tale om et 42.342 ha stort område, som primært er marint. Ud fra "bevarandeplan" (Natura 2000-plan) for området fremgår det, at både marsvin, spættet sæl og gråsæl er på udpegningsgrundlaget. Området omfatter bl.a. Måkläppen, som er et vigtigt yngle- og rasteområde for både gråsæler og spættede sæler, og som er det eneste område i Østersøen, hvor spættede sæler og gråsæler sameksisterer og opholder sig permanent. Antallet af gråsæler er estimeret til 60, og antallet af spættede sæler er estimeret til 80. Derudover udgør farvandet omkring Falsterbohalvöen et vigtigt fødesøgningsområde for både sæler og marsvin (Länsstyrelsen Skåne, 2018). Af marsvin er det primært individer fra Bælthavspopulationen, som forekommer i området, men i vinterhalvåret kan der forekomme enkelte individer fra Østersøpopulationen (SAMBAN, 2016).

9.1.2 Påvirkning på Natura 2000 områder

Som det fremgår af afsnit 9.1.1, er der flere Natura 2000-områder relativt tæt på forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark, som har marine pattedyr på udpegningsgrundlaget. Men der er kun ét som er indenfor rækkevidde af mulige påvirkninger fra de seismiske undersøgelser (SE0430095 Falsterbohalvön).

Som beskrevet i kap 8 kan noget af det udstyr, der bruges til en sådan seismiske forundersøgelser, genererer undervandsstøjniveauer, som kan forårsage undvigelsesadfærd og give midlertidige (TTS) og permanente (PTS) høretab hos havpattedyr. Som beskrevet i kapitel 8 forventes undervandsstøj fra den seismiske undersøgelse ikke at medføre TTS eller PTS hos hverken marsvin, spættede sæler eller gråsæler, hvis følgende afværgeforanstaltninger er inkluderet i de seismiske undersøgelser (ifølge de danske retningslinjer, Energistyrelsen, 2018):

- Den seismiske undersøgelse bør begynde med en 30 minutters soft-start/ramp-up til fuld effekt for at sikre, at marsvin og sæler ikke er inden for risikozonen for TTS og PTS.
- Passiv akustisk monitoring bør anvendes, ligesom observatører bør være ombord på undersøgelsesfartøjet for at sikre, at ingen havpattedyr er i umiddelbar nærhed af undersøgelsesfartøjet ved begyndelsen af den seismiske undersøgelse.
- Hvis den seismiske undersøgelse afbrydes, bør den gen-startes med en soft-start-procedure.

Undervandsstøjniveauer fra den seismiske undersøgelse kan føre til påvirkningsafstande på op til 2,7 km for adfærdsreaktioner hos både marsvin og sæler i forundersøgelsesområdet for Aflandshage vindmøllepark, som grænser op til den vestlige del af Natura 2000-området Falsterbohalvön. Undervandsstøjen kan potentielt forårsage adfærdsreaktioner hos havpattedyr i Natura 2000-området (Falsterbohalvön). Det er dog en lille del af Natura 2000-området, hvor undervandsstøjniveauet ligger over tærsklen for undvigelsesadfærd (mindre end 2%).

9.1.2.1 Marsvin

Marsvin tilhørende Bælthavspopulationen kan forekomme i forundersøgelsesområdet hele året rundt. Graden af forstyrrelse er rangeret som lav/middel for marsvin tilhørende Bælthavspopulationen på grund af dens gunstige bevaringsstatus. Det påvirkede område er af meget begrænset størrelse (lokalt), og varigheden af forstyrrelsen (undersøgelsen) er meget kortsigtet (få uger), hvilket fører til en kort varighed. Med anvendelse af ovennævnte afværgeforanstaltninger vurderes den samlede påvirkning på individniveau at være begrænset og uden risiko for påvirkning på populationsniveau. Den samlede påvirkning på Bælthavspopulationen af marsvin vurderes derfor at være ubetydelig/mindre og uden konsekvenser for bestandens kortsigtede eller langsigtede status. Dette gælder både for marsvin i og uden for Natura 2000-området.

Marsvin fra den kritisk truede Østersøpopulation kan findes i forundersøgelsesområdet i vintermånederne. Graden af forstyrrelse er rangeret som høj for Østersøpopulationen på grund af den ugunstige bevaringsstatus. Men da denne bestand vurderes at være meget lille og meget spredt, forventes andelen af marsvin i Natura 2000-området, der tilhører Østersøpopulationen, at være meget lav. De fleste af marsvinene, som findes i Natura 2000-området, forventes at tilhøre den langt mere talrige Bælthavspopulation. Dette understøttes af telemetridata fra mærkede marsvin i de indre danske farvand (Bælthavspopulationen; se figur 7.6). I

kombination med det meget begrænsede påvirkede område (18 km²) og forstyrrelsens korte varighed (få uger), vurderes den samlede påvirkning af den egentlige Østersøpopulation at være lille i vintermånederne og uden konsekvenser for den kort- eller langsigtede bevaringsstatus for populationen. Hvis undersøgelsen udføres i sommermånederne, vurderes påvirkningen af Østersøpopulation som ubetydelig, da de ikke forventes at forekomme i området i sommermånederne (april til september).

På grund af det meget begrænsede areal, der er forstyrret, vurderes påvirkningen af marsvin i det nærliggende Natura 2000-område Falsterbohalvön at være mindre og uden konsekvenser for områdets integritet. Det vurderes derfor, at seismiske undersøgelser i forundersøgelsesområdet for Aflandshage havvindmøllepark ikke vil give anledning til hverken kortsigtede eller langsigtede konsekvenser for bevaringsstatus for marsvin fra Bælthavspopulationen eller Østersøpopulationen inden for området. Det vurderes, at undervandsstøj fra geofysiske undersøgelser ikke vil medføre negative påvirkninger af marsvin (fra Bælthavet og den egentlige Østersø) inden for eller uden for Natura 2000-området SE0430095 Falsterbohalvön og dermed ikke forhindre en gunstig bevaringsstatus for marsvin lokaliseret uden for eller inde i dette Natura 2000-område og forhindrer heller ikke opfyldelse af bevaringsmålene for marsvin i Natura 2000-området SE0430095 Falsterbohalvön.

9.1.2.2 Spættede sæler og gråsæler

Der er ingen specifikke undersøgelser, der påviser på hvilke afstande sæler reagerer på undervandsstøj fra geofysiske undersøgelser. Der er nogle få undersøgelser, som omhandler undvigelsesadfærd og påvirkningsafstande for sæler udsat for støj fra pæleramning. Her ses reaktionsafstande, der kan sammenlignes med marsvins. Derfor er det som en konservativ antagelse vurderet, at sæler reagerer på undervandsstøj fra geofysiske undersøgelser i samme afstand som marsvin, hvilket fører til, at kun en meget lille del af Natura 2000-området (mindre end 2%) er kortvarigt (få uger) påvirket af undervandsstøjniveauer over tærsklen for undvigelsesadfærd. Det forventes, at der jævnlige forekommer både spættet sæl og gråsæl i området. Som beskrevet i kapitel 8 er forstyrrelsesgraden rangeret som lav for gråsæl og spættet sæl, da det forventes, at sælerne i nogen grad vil undgå det meget begrænsede påvirkede område. Den geografiske udstrækning er klassificeret som lokal, varigheden som kort (få uger), og sandsynligheden for forekomst er rangeret som lav på grund af de relativt korte påvirkningsafstande, den korte varighed, og at området ikke er et vigtigt område for hverken spættet sæl eller gråsæler. Påvirkningen fra adfærdsændringer vurderes samlet set at være ubetydelig (for både spættede sæler og gråsæler).

På grund af det meget begrænsede areal, der forstyrres, vurderes påvirkningen af spættet sæl og gråsæl i det nærliggende Natura 2000-område Falsterbohalvön at være ubetydeligt og uden konsekvenser for lokalitetens integritet. Det vurderes, at undervandsstøj fra den geofysiske undersøgelse ikke vil medføre negative påvirkninger af spættet sæl eller gråsæl inden for eller uden for Natura 2000-området SE0430095 Falsterbohalvön, og dermed ikke forhindre gunstig bevaringsstatus for spættet sæl eller gråsæl udenfor eller inde i Natura 2000-området eller forhindre opfyldelse af bevaringsmålene for spættet sæl og gråsæl i Natura 2000-området SE0430095 Falsterbohalvön.

9.1.3 Bilag IV-arter

Habitatdirektivet forpligter desuden medlemslandene til at sikre en streng beskyttelse for en række dyr og planter overalt i landet, dvs. uanset om de forekommer indenfor eller udenfor et Natura 2000-område. De arter, der er omfattet af den

strengt beskyttelsesordning, fremgår af habitatdirektivets bilag IV, og arterne betegnes derfor ofte som bilag IV-arter. Marsvin er sammen med alle andre arter af hvaler opført på det europæiske habitatdirektivs bilag IV, men er den eneste hvalarter der regelmæssig forekommer i forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark.

For dyrearter, omfattet af bilag IV, gælder, at de ikke må fanges, dræbes, forstyrres forsætligt eller få beskadiget eller ødelagt deres yngle- eller rasteområder. Habitatbekendtgørelsen rummer bestemmelser, der skal bidrage til at sikre overholdelse af beskyttelsen af disse strengt beskyttede arters yngle- eller rasteområder. Forudsætningen er, at den økologiske funktionalitet af et yngle- eller rasteområde for bilag IV-arter opretholdes på mindst samme niveau som hidtil.

Som det er beskrevet i de foregående kapitler, så vil forundersøgelserne ikke direkte medføre, at marsvin omkommer. Under forudsætning af anvendelse af afværgeforanstaltninger (som beskrevet i afsnit 8.1) vil undersøgelserne heller ikke medføre, at der opstår permanente høreskader hos marsvin, hvilket potentielt ville kunne reducere individets fitness og dermed øge risikoen for at individet omkommer, idet marsvin er afhængig af deres hørelse til fouragering og navigering via deres ekkolokaliseringsevne.

Undervandsstøjen fra de seismiske forundersøgelser, vil medføre kortvarige forstyrrelser af marsvin indenfor en begrænset afstand fra undersøgelsesfartøjet på op til 2,7 km (worst-case). For både sommerhalvåret og vinterhalvåret er det ganske få marsvin, der bliver kortvarigt påvirket af undervandsstøjen. Om sommeren er det således op til 4 marsvin, der vil kunne opleve adfærdsændringer, og i vinterhalvåret vil op til 2 marsvin kunne opleve adfærdsændringer. Det er udelukkende marsvin for den stabile bæltshavspopulation, som forekommer i området i sommerhalvåret. I vinterhalvåret kan der desuden forekomme enkelte individer af marsvin fra den kritisk truede østersøpopulation i forundersøgelsesområdet. Langt størstedelen af marsvin, som forekommer i området, vil dog tilhøre bæltshavspopulationen i og med at populationen af marsvin fra bæltshavspopulationen er markant større end Østersøpopulationen. Som tidligere nævnt vurderes forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark ikke at have særlig betydning som fødeøgningsområde for marsvin, da området har forholdsvis lave tætheder af marsvin. Der er ikke observeret mødre med kalve, og forundersøgelsesområdet for Aflandshage Vindmøllepark vurderes dermed ikke at være et vigtigt yngleområde for marsvin.

Baseret på den korte undersøgelsesperiode (få måneder), og det meget beskedne antal marsvin, der potentielt vil opleve undervandsstøjniveauer, som overskrider tålegrænsen for adfærdsændringer, vurderes det at sandsynligheden for, at marsvin fra østersøpopulationen påvirkes, er meget lille. Det vurderes derfor, at forundersøgelserne ikke vil give anledning til hverken kortvarige eller langvarige konsekvenser på bevaringsstatus af Østersømarsvinet.

Det kan derfor konkluderes, at bilag IV-beskyttelsen af marsvin opretholdes, idet projektet ikke medfører at marsvin fanges, dræbes, forstyrres forsætligt eller får beskadiget eller ødelagt deres yngle- eller rasteområder. Anlæg af Aflandshage Vindmøllepark vil derfor ikke påvirke områdets økologiske funktionalitet for marsvin generelt eller påvirke den økologiske funktionalitet af levesteder for subpopulationerne af marsvin i området (bæltshavs- og østersøpopulationen).

10 Kumulative påvirkninger

Vurderingen af kumulative virkninger er baseret på de gennemførte vurderinger af projektet i kombination med andre projekter eller planer, som kan medføre en kumulativ miljøpåvirkning. Når flere planlagte projekter eller undersøgelser indenfor det samme område vil påvirke de samme miljøforhold på samme tid, vil der være tale om kumulative virkninger. I forhold til forundersøgelserne for Aflandshage Vindmøllepark kan der opstå kumulative miljøpåvirkninger, hvis andre projekter eller undersøgelser medfører samme type af undervandsstøjpåvirkninger samtidig.

Forundersøgelserne foretages før anlæg af vindmølleparken finder sted, og der er derfor ikke noget tidsligt sammenfald mellem forundersøgelserne og anlægsperioden.

Der planlægges en helt ny bydel midt i Københavnshavn, Lynetteholm, som skal stormflodssikre byen mod nord og samtidig skabe plads til ca. 35.000 beboere og lige så mange arbejdspladser. Lynetteholm planlægges anlagt i forlængelse af Refshaleøen. Anlægningen af selve holmen kan ske fra 2022, mens byudviklingen vurderes at kunne ske fra omkring 2035. Hele området forventes at stå færdig i 2070 (Transport og Boligministeriet, 2020). Det forventes at der ved anlæggelse af Lynetteholm kan forekomme aktiviteter, som skaber undervandsstøj. Der kan være et mulig kortvarigt overlap i perioden, hvor der rammes spuns under anlæg af Lynetteholmen og forundersøgelserne for Aflandshage Vindmøllepark finder sted. Undervandsstøjen fra anlæggelse af Lynetteholmen er umiddelbart begrænset til nærområdet, hvor anlægsarbejdet foregår. Dette sammenholdt med de begrænsede påvirkningsafstande fra forundersøgelserne, samt den kort varighed af forundersøgelserne gør at det vurderes, at der ikke vil forekomme kumulative virkninger med hensyn til undervandsstøj fra nedramning af spuns ved Lynetteholm og de geotekniske forundersøgelser ved Aflandshage Vindmøllepark, hvis de to aktiviteter finder sted samtidig.

11 Afværgeforanstaltninger

Afværgeforanstaltninger som reducerer støjs påvirkning af havpattedyr, kan generelt opdeles i tre grupper: Den første gruppe af afværgeforanstaltninger reducerer støjen der genereres. Den anden gruppe af foranstaltninger reducerer støjuddbredelsen til det omgivende vand. Det kunne bl.a. være brugen af boblegardiner i forbindelse med fjernelse af UXO. Den tredje gruppe reducerer risikoen for, at dyr møder støjniveauer, der er tilstrækkeligt høje til at forårsage negative påvirkninger. Til geofysiske/seismiske undersøgelser er det denne tredje type af afværgeforanstaltning, som tages i brug.

Følgende afværgeforanstaltninger bør inkluderes i den seismiske forundersøgelse for at reducere påvirkningen på havpattedyr (efter de danske retningslinjer for seismiske undersøgelser, Energistyrelsen, 2018):

- Den seismiske undersøgelse bør begynde med en 30 minutters soft-start/ramp-up til fuld effekt for at sikre, at marsvin og sæler ikke er inden for risikozonen for TTS og PTS.
- Passiv akustisk monitoring bør anvendes, ligesom observatører bør være ombord på undersøgelsesfartøjet for at sikre, at ingen havpattedyr er i umiddelbar nærhed af undersøgelsesfartøjet ved begyndelsen af den seismiske forundersøgelse.
- Hvis den seismiske forundersøgelse afbrydes, bør den gen-startes med en soft-start-procedure.

13 Grænseoverskridende påvirkninger

Forundersøgelingsområdet for vindmølleparken grænser op til Sveriges økonomiske zone, og der vil kunne forekomme undervandsstøj påvirkninger ind i svensk farvand fra de geotekniske forundersøgelser.

Påvirkninger af havpattedyr på grund af de seismisk forundersøgelse vil være af kortvarig, og de modellerede påvirkningsafstande er begrænset. Ved implementering af afværgeforanstaltninger (beskrevet i afsnit 8.3) er vurderingen for midlertidige og permanente høreskader på marsvin ubetydelig. Baseret på worst-case-antagelserne vil op til 4 marsvin opleve adfærdsændringer i sommerhalvåret, hvilket svarer til mellem ca. 0,009% og 0,02% af den biogeografiske population for området. I vinterhalvåret vil det være op til 2 marsvin, svarende to under 0.001% for bælthavspopulationen og under 0,4% af Østersøpopulationen, hvis det antages at begge de påvirkede marsvin er fra denne population, hvilket er meget usandsynligt. Da det er en ganske lille del af populationerne der kan opleve adfærdspåvirkninger vurderes påvirkningen at være lille til ingen påvirkning på marsvin

I forhold til spættet sæl og gråsæl er påvirkningen af undervandsstøj i forbindelse med seismiske undersøgelser vurderet at være ubetydelig, da det er en meget lille del af sælernes home range, som vil blive midlertidig påvirket af undervandsstøj fra seismiske undersøgelser. Ligeledes vil ingen sæler kunne opleve midlertidig hørenedsættelse, idet det antages at en passende soft-start-procedure anvendes.

Virkningen af undervandsstøj fra de seismiske forundersøgelser på marine pattedyr i svensk farvand, herunder i det svenske Natura 2000 område SE0430095 Falsterbohalvön, vurderes at være lille til ubetydelig grundet påvirkningens omfang og korte varighed.

14 Eventuelle mangler

Generelt så har viden om mulige effekter på marine pattedyr, fra undervandsstøj som f.eks. seismiske undersøgelser, øget betydeligt i den seneste årrække, men der er stadig mangler i vores viden. Da vurderingerne tager udgangspunkt i et worst-case tilfælde kan de steder, hvor vidensgrundlaget er sparsomt, medføre, at antagelserne (ud fra et forsigtighedsprincip) er for konservative. For nogle påvirkninger har vi kun data fra relativt få individer, og der kan være langt større variationer mellem individer i f.eks. høretærskler indenfor en population. Derudover mangler der eksempelvis viden om hvordan alder spiller ind på hvordan og hvornår dyr reagerer, fx om sælunger vil være mere eller mindre tilbøjelige til at reagere end voksne sæler. De langsigtede effekter samt de kumulative virkninger på populationsniveau er der også usikkerhed omkring. Påvirkninger på adfærd er næsten altid fokuseret på flugtresponser, når det kommer til marsvin, men marsvin kan også påvirkes, selv om de forbliver i et område, hvor der er et forhøjet undervandsstøjniveau (som er under tålegrænsen for adfærdspåvirkninger). For sæler er der forsat begrænset viden om adfærdspåvirkningerne. For gråsæler mangler der grundlæggende viden om artens hørelse og støjfølsomhed og det er i vurderingerne antaget at tålegrænserne for gråsæler er de samme som for spættede sæler, hvilket tyder på at være en konservativ antagelse.

Det er kun muligt at foretage en vurdering, som tager afsæt i tilgængelig data, erfaringer fra tilsvarende projekter og tilgængelige videnskabelige resultater. Grundlaget, vurderes at være tilstrækkeligt til at vurderinger kunne gennemføres, trods mangler.

15 Referencer

- Länsstyrelsen Skåne. (2018). Bevarandeplan för Natura 2000-området Falsterbohalvön SE0430095 samt förvaltningsplan för Helcom MPA Falsterbo Peninsula with Måkläppen (id 111).
- Akamatsu, T., Wang, D., Wang, X., & Naito, Y. (2005). Biosonar behaviour of free-ranging porpoises. . *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272, 797-801.
- Andersen, J., Carstensen, J., Conley, D., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B., . . . Norkko, A. (2017). Longterm temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea: Eutrophication in the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92:135–149.
- Andersen, L. W., Ruzzante, D. E., Walton, M., Berggren, P., Bjørge, A., & Lockyer, C. (2001). Conservation genetics of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in eastern and central North Atlantic. *Conservation Genetics*, 2:309-324.
- Andersen, S. (1970). Auditory sensitivity of the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena*. *Investigations on Cetacea*, 2, 255-258.
- Andersen, S. M., Teilmann, J., Harders, P. B., Hansen, E. H., & Hjollund, D. (2007). Diet of the harbour seals and great cormorants in Limfjord, Denmark; interspecific competition and interaction with fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 64:1235-1245.
- Andersson, A., Meier, H., Ripszam, M., Rowe, O., Wikner, J., Haglund, P., . . . Figuerora, D. (2015). Projected future climate change and Baltic Sea ecosystem management. *AMBIO* 44:345–356.
- Andreasen, H., Ross, S., Siebert, U., Andersen, N., Ronnenberg, K., & Gilles, A. (2017). Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. . *Mar. Mam. Sci.* 33(4):1053-1079. DOI: 10.1111/mms.12421.
- Arnason, U., Bodin, K., Gullberg, A., Ledje, C., & Mouchaty, S. (1995). A molecular view of pinniped relationships with particular emphasis on the true seals. . *Journal of Molecular Evolution*, 40, 78-85.
- ASCOBANS. (2000). Proceedings of the third meeting of parties to ASCOBANS. P. 108. Bristol.
- ASCOBANS. (2002). *Recovery plan for Baltic Harbour Porpoise (Jastarnia Plan)*. ASCOBANS secretariat.
- ASCOBANS. (2012). Conservation Plan for the Harbour Porpoise Population in the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat. . Bonn (DEU).
- Beineke, A., Siebert, U., Stott, J., G., M., & Baumgärtner, W. (2007). Phenotypical characterization of changes in thymus and spleen associated with lymphoid depletion in freeranging. *Veterinary Immunology and Immunopathology* 17:254–265.

- BEK nr 1240 af 24/10/2018 . (u.d.). Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter (habitatbekendtgørelsen). Miljø- og Fødevareministeriet.
- Benke, H., Siebert, U., Lick, R., Bandomir, B., & R, W. (1998). The current status of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in German waters.
- Berggren, P., Ishaq, R., Zebühr, Y., Näf, C., Bandh, C., & Broman, D. (1999). Patterns and levels of organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCFF/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak seas and the west coast of Norway. *Marine Pollution Bulletin* 38: 1070–1084.
- Bjørge, A., & Tolley, K. (2009). Harbor Porpoise *Phocoena phocoena*. I P. W.F., W. B., & T. J. (eds), *Encyclopedia of Marine Mammals* (s. 530-533). Elsevier.
- Björgesæter, 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*, 116, 2459-2468.
- Bodewes, R., Bestebroer, T., van der Vries, E., Verhagen, J., Herfst, S., Koopmans, M., . . . Osterhaus, A. (2015). Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. *Emerging Infectious Diseases* , 21:4. <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675>.
- Brandt, M., Dragon, A.-C., Diederichs, A., Bellmann, M., Wahl, V., Piper, W., . . . Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol* 596: 213-232.
- Bruhn, R., Kannan, N., Petrick, G., Schulz-Bull, D., & Duinker, J. (1999). Persistent chlorinated organic contaminants in harbour porpoises from the North Sea, the Baltic Sea and Arctic waters. *Science of The Total Environment* 237–238:351–361.
- Burns, A. (2009). Harbor Seal and Spotted Seal, *Phoca vitulina* and *P. largha*. I B. W. William F. Perrin, *Encyclopedia of Marine Mammals (2nd edition)* (s. 533–542). Elsevier.
- Carlén, et al. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation* 226:42-53.
- Das, K., De Groof, A., Jauniaux, T., & Bouquegneau. (2006a.). Zn, Cu, Cd and Hg binding to metallothioneins in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the southern North Sea. *BMC Ecology Volume* 6, No 2.
- Das, K., Vossen, A., Tolley, K., Vikingsso, G., Thron, K., Müller, G., . . . Siebert, U. (2006b). Interfollicular fibrosis in the thyroid of the Harbour Porpoise: an endocrine disruption? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology Volume* 51, Issue 4:720–729.

- DCE. (2017). *Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark*. Aarhus: Aarhus Universitet.
- DCE. (2019). NOVANA - Marine Områder 2018. *Videnskabelig rapport fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 355*.
- DCE. (2019b). NOVANA - Marine Områder 2018. *Videnskabelig rapport fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 355*.
- DCE, A. G. (2020). Personlig kommunikation.
- Dehnhardt, G. (1998). Seal whiskers detect water movements. *Nature*: 235-236.
- Denhardt, G., Mauck, B., Hanke, W., & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *Science* 293:102–104.
- Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F., Schack, H., . . . Thomsen, F. (2015). *Marine mammals - Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm*. Energinet.dk.
- Dietz, R., Teilmann, J., Andersen, S., & Rigét, F. O. (2013). Movements and site fidelity og harbour seals (*Phoca vitulina*) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus. *Journal of Marine Science* , 70(1) 186-195.
- Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O., & Laidre, K. (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. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR429.pdf.
- DIRECTIVE 2009/147/EC. (u.d.). DIRECTIVE 2009/147/EC of THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the conservation of wild birds.
- Edrén, S., Wisz, M., Teilmann, J., Dietz, R., & Soderkvist, J. (2010). Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. *Ecography*, 33:698-708.
- Energistyrelsen. (2016). *Guideline for underwater noise – Installation of impact-driven piles*. April.
- Finley, K., Miller, G., Davis, R., & Greene, C. (1990). Reactions of belugas *Delphinapterus leucas* and narwhals *Monodon monoceros* to ice-breaking ships in the Canadian High Arctic. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*. 224: 97–117.
- Fredshavn, Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O. R., Elmeros, M., . . . Teilmann, J. (2019). Bevaringsstatus for naturtyper og arter Oversigt over Danmarks Artikel 17-rapportering til habitatdirektivet 2019. *Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi*. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for miljø og energi.

- Frost, K., Simpkins, M., & Lowry, M. (2001). Diving behavior of subadult and adult harbor seals in Prince William Sound, Alaska. . *Marine Mammal Science*, 17, 813-834.
- 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, A., Kinze, C., & Teilmann, J. (2012). Population structure of harbour porpoises in the greater Baltic region: Evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1669-1676.
- Gallagher, C., Grimm, V., Kyhn, L., Kinze, C., & Nabe-Nielsen, J. (2021). Movement and Seasonal Energetics Mediate Vulnerability to Disturbance in Marine Mammal Populations. . *Am. Nat.* 197(3):296-311.
- GEUS. (2020a). Background report for geophysical mapping and characterization of the seabed. Aflandshage windfarm area.
- GEUS. (2020c). *Aflandshage Wind Farm. Unexploded Ordnance. Risk Assessment*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser.
- Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M., Swift, R., & Thompson, D. (2003). A Review of the Effects of Seismic Survey on Marine Mammals. . *Marine Technology Society Journal* 37(4): 14-32.
- Hall, A., & Thompson, D. (2009). Grey Seal *Halichoerus grypus*. *Encyclopedia of Marine MAMmals* (2. udgave). Elsevier.
- Hammond, P. (2006). Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II).
- Hammond, P., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D., Collet, A., Heide-Jorgensen, M., . . . N. (2002). Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journale of Applied Ecology*, 361-376.
- Hammond, P., 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 SCANS-III aerial and shipboard surveys.
- Hammond, P., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D., Burt, L., Canadas, A., . . . Leaper, R. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164, 107-122.
- Hanke, F., & Dehnhardt, G. (2009). Aerial visual acuity in harbor seals (*Phoca vitulina*) as a function of luminance. *Journal of Comparative Physiology A- Neuroethology Sensory Neural and Behavioral Physiology*, 195, 643-650.
- Hanke, W., Römer, R., & Dehnhardt, G. (2006). Visual fields and eye movements in a harbour seal (*Phoca vitulina*). *Vision Research* 46: 2804-2814.

- Hanke, W., Witte, M., Miersch, L., Brede, M., Oeffner, J., Michael, M., . . .
Dehnhardt, G. (2010). Harbor seal vibrissa morphology suppresses
vortex-induced vibrations. . *The Journal of Experimental Biology*:2665–
2672.
- Harris, R., Miller, G. W., & Richardson, W. J. (2001). Seal responses to air gun
sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort Sea. . *Mar
Mam Sci.* 17:795-812.
- HELCOM. (2013). Red list, Harbour porpoise, *Phocoena phocoena*.
- HELCOM. (2013). Red list, *Phoca vitulina vitulina*.
- HELCOM. (2018). Population trends and abundance of seals. HELCOM.
- Hemilä, S., Nummela, S., Berta, A., & Reuter, T. (2006). High-frequency hearing
in phocid and otariid pinnipeds: An interpretation based on inertial and
cochlear constraints. *The Journal of the Acoustical Society of America*
120:3463–3466.
- Herrmann, C. (2013). Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern 2006-2012.
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie.
- Huber, S., Ahrens, L., Bårdsen, B.-J., Siebert, U., Bustnes, J., Víkingsson, G., . . .
Herzke, D. (2012). Temporal trends and spacial differences of
perfluoroalkylated substances in livers of harbor porpoise (*Phocoena
phocoena*) populations from northern Europe, 191-2008. *Science of the
Total Environment* 419(2012): 216-224.
- Härkönen, T. (1987). Seasonal and regional variations in the feeding-habits of the
harbour seal, *Phoca vitulina* in the Skagerrak and Kattegat. *Journal of
Zoology*, 213: 535-543.
- Härkönen, T. (1987). Influence of feeding on haul-out patterns and sizes of sub-
populations in harbor seals. *Netherlands Journal of Sea Research*, 21,
331-339.
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilman, 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: 57-68.
- Härkönen, T., Bäcklin, B., Barrett, T. B., Corteyn, M., Dietz, R., Harding, K., . . .
Teilmann, J. (2008). Mass mortality in harbour seals and harbour
porpoises caused by an unknown pathogen. *Veterinary Record*, 162: 155-
156.
- 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. *Diseases of Aquatic Organisms*, 68: 115-130.
- Härkönen, T., Harding, K., & Heide-Jørgensen, M.-P. (2002). Rates of increase in
age-structured populations: A lesson from the European harbour seals. .
Canadian Journal of Zoology 80: 1498-1510.

- Jepson, P., Bennett, P., Deaville, R., Allchin, C., Baker, J., & Law, R. (2005). Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 24, No. 1:238–248.
- Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Fonfara, S., Kramer, K., & Prange, A. (2009). Effects of methyl-, phenyl-, ethylmercury and mercurychlorid on immune cells of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Journal of Environmental Sciences* Volume 21, Issue 12:1716–1721.
- Kastak, D., & Schusterman, R. (1998). Low-frequency amphibious hearing in pinnipeds: Methods, measurements, noise and ecology. *The Journal of the Acoustic Society of America*, 103:2216.
- Kastelein, R. A., Bunschoek, P., Hagedoorn, M., Au, W. W., & Haan, D. D. (2002). Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency modulated signals. *Journal of the Acoustical Society of America*, 112, 334-344.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., de Jong, C. A., & Wensveen, P. J. (2010). The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America*, 128, 3211-3222.
- Kastelein, R., Ainslie, M., & van Kester, R. (2019a). Behavioral re-sponses of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) to U.S. Navy 53C sonar signals in noise. *Aquatic Mammals*. (45(4):359-366. .
- Kastelein, R., Gransier, R., Schop, J., & Hoek, L. (2015b). Effects of exposure to intermittent and continuous 6-7 kHz sonar sweeps on harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) hearing. *J. Acoust. Soc. Am.* 137(4): 1623-1633.
- Kastelein, R., Hardeman, J., & Boer, H. (1997). Food consumption and body weight of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). I P. W. A.J. Read, *The Biology of the Harbour Porpoise* (s. 217-233). De Spil Publishers.
- Kastelein, R., Helder-Hoek, L., & Van de Voorde, S. (2017a). Effects of exposure to sonar playback sounds (3.5 – 4.1 kHz) on harbour por-poise (*Phocoena phocoena*) hearing. *J. Acoust. Soc. Am.* 142(4):1965-1975. doi: 10.1121/1.5005613.
- Kastelein, R., Helder-Hoek, L., Van de Voorde, S., de Winter, S., Janssen, S., & Ainslie, M. (2018). Behavioral responses of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) to sonar playback sequences of sweeps and tones (3.5-4.1 kHz). *Aquatic Mammals*. 44(4):389-40.
- Kastelein, R., Schop, J., Gransier, R., Steen, N., & Jennings, N. (2014). Effect of series of 1 to 2 kHz and 6 to 7 kHz up-sweeps on the behavior of a harbor porpoise (*phocoena phocoena*). *Aquatic Mammals*, 40(3): 232-242.
- Kastelein, R., Steen, N. d., Vensveen, P., & Verboom, W. (2011). Effect of broadband-noise masking on the behavioral response of harbor porpoise

- (Phocoena phocoena) to 1-s duration 6-7 kHz sonar up-sweeps. . J. Acoust. Soc. Am. 129(4):2307-2315.
- Kastelein, R., van den Belt, I., Helder-Hoek, L., Gransier, R., & Jo-hansson, T. (2015c). Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to 25-kHz FM sonar signals. *Aquatic Mammals*. 41(3):311-326. DOI 10.1578/AM.41.3.2015.311.
- Kastelein, R., Wensveen, P., Hoek, L., Verboom, W. T., & Hille Ris Lambers, R. (2008). Underwater hearing sensitivity of harbour seals for tonal signals and noise bands. . P. 32. Wageningen IMARES, Shell, NoordzeeWind, NUON.
- Ketten, D. R. (2004). Experimental measures of blast and acoustic trauma in marine mammals. ONR Final Report N000149711030).
- Kinze, C., Jensen, T., & Skov, R. (2003). Fokus på hvaler i Danmark 2002. *Biologisk Skrifter*.
- Koschinski, S. (2002). Current knowlegde on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Ophelia*, 55: 167-197.
- Koschinski, S. (2011). Underwater noise pollution from munitions clearance and disposal, possible effects on marine vertebrates, and its mitigation. *Marine Technology Society Journal* 45:80-88.
- Krog, J., Hansen, M., Holm, E., Hjulsager, C., Chriél, M., Pedersen, K., . . . Larsen, L. (2015). Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. . *Emerging Infectious Diseases* , 21 (4). pp 684-687.
- Kroner, A. (2016). Molecular determination of grey seal diet in the Baltic Sea in relation to. Speciale ved Statens Naturhistoriske Museum.
- Landsberg, P. (2000). Underwater blast injuries. . *Trauma & Energy Medicine* 17.
- Larsen, F., Kindt-Larsen, L., Sørensen, T., & Glemarec, G. (2021). Bycatch of marine mammals and seabirds. Occurrence and mitigation. . DTU Aqua Report no. 389-2021. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark. 69 pp.
- LBK nr 1791 af 02/09/2021. (u.d.). Bekendtgørelse af lov om fremme af vedvarende energi. Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet.
- LBK nr 1976 af 27/10/2021. (u.d.). Bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer og af konkrete projekter (VVM). Miljøministeriet.
- LBK nr 973 af 25/06/2020. (u.d.). Bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer og af konkrete projekter (VVM). Miljø- og Fødevareministeriet.
- Lewis, J. (1996). Effects of underwater explosions on life in the sea. P. 46. DSTO Aeronautical and Maritime Research Laboratory, Melbourne, Australien.

- Lockyer, C. (2003). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: biological parameters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5, 71-89.
- Lockyer, C., Desportes, G., Hansen, K., Labberté, S., & Siebert, U. (2003). Monitoring growth and energy utilisation of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in human care. *NAMMCO Scientific Publications*, 5: 107-120.
- Loos, P., Deimer, P., Fietz, K., Hennig, V., & Schütte, H. (2010). Opportunistic Sightings of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea at large - KAttegat, Belt Sea, Sound, Western Baltic and Baltic Proper. 17th Meeting of the ASCOBANS Advisory Committee, Cornwallm United Kingdom, 21-23 April 2010.
- Manfouz, C., Henry, F., Courcot, L., Pezeril, S., Bouveroux, T., Dabin, W., . . . Amara, R. (2014). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded along the southern North Sea: An assessment through metallic contamination. *Environmental Research Volume* 133:266–273.
- McConnell, B., Lonergan, M., & Dietz, R. (2012). *Interactions between seals and off-shore wind farms*. The Crown Estate.
- Miljøministeriet, S. o. (2005). Handlingsplan for beskyttelse af marsvin.
- Miljøstyrelsen. (2020a). Forvaltningsplan for sæler.
- Miljøstyrelsen. (2020c). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Havet mellem Præstø Fjord og Grønsund. Natura 2000-område nr. 168. Habitatområde H147. Fuglebeskyttelsesområde F84 og F89.
- Miljøstyrelsen. (2020d). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Saltholm og omliggende hav. Natura 2000-område nr. 142. Habitatområde H126. Fuglebeskyttelsesområde F110.
- Miller, L. A. (2010). Prey capture by harbor porpoise (*Phocoena phocoena*): a comparison between echolocators in the field and in captivity. *J. Mar. Acoust. Soc. Jpn*, 156-168.
- Moeslund et al. (2019). Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Mouchaty, S., Cook, J. A., & Shields, G. F. (1995). Phylogenetic analysis of northern hair seals based on nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome b gene. *Journal of mammalogy*, 78, 1178-1185.
- Murphy, S., Pierce, G., Law, R., Bersuder, P., Jepson, P., Learmonth, J., . . . Gonz. (2010). . Assessing the effect of persistent organic pollutants on reproductive activity in common dolphins and harbour porpoises. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 42:153–173.
- Møhl, B. (1967). Seal Ears. *Science*, 157, 99.

- Møhl, B. (1968). Auditory sensitivity of the common seal in air and water. *J. Aud. Res.*, 8: 27-38.
- Møhl, B., & Andersen, S. (1973). Echolocation: high-frequency component in the click of the harbour porpoise (*Phocena ph. L.*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 54, 1368-1372.
- NIRAS. (2021). Aflandshage offshore wind farm. Underwater noise modelling for seismic survey activities.
- NIRAS. (2021). Aflandshage Vindmøllepark. Baggrundsrapport for marine pattedyr. HOFOR Vind A/S.
- NIRAS. (2021). Miljøkonsekvensrapport: Aflandshage Vindmøllepark. HOFOR Vind A/S.
- NIRAS. (2021). Underwater Noise, Technical Report, Aflandshage Offshore Wind Farm. HOFOR Wind A/S.
- NPL. (2020). Final report: Characterisation of acoustic fields generated by UXO removal – Phase 2. NPL REPORT AC 19. Pp 60.
- Nützel, B. (2008). Untersuchungen zum Schutz von Schweinswalen vor Schockwellen. Technischer Bericht, Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik, Kiel.
- Olsen, M., & Bjørge, A. (1995). Seasonal and regional variations in the diet of harbour seals in Norwegian waters. *Developments in Marine Biology; Whales, Seals; Fish and Man*, 4: 271-285.
- Olsen, M., Andersen, L., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T., & Siegismund, H. (2014). Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seals (*Phoca vitulina*) populations and management units. 23: 815-831. *Mol Ecol*. 23 (4): 815-831.
- Olsen, M., Andersen, S., Teilmann, J., Dietz, R., S.M.C., E., Linnet, A., & Härkönen, T. (2010). Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in Southern Scandinavia. *NAMMCO Scientific Publications*, 8:77.
- Olsen, M., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K., & Kinze, C. (2016). The forgotten type specimen of the grey seal (*Halichoerus grypus*) from the island of Amager, Denmark. *Zoological Journal of the Linnean Society*. (April).
- Otani, S., Naito, Y., Kawamura, A., Kawasaki, M. N., & Kato, A. (1998). Diving behavior and performance of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in Funka Bay, Hokkaido, Japan. *Marine Mammal Science*, 14: 209-220.
- Popov, V., Supin, A., Wang, D., Wang, K., Dong, L., & Wang, S. (2011). Noise-induced temporary threshold shift and recovery in Yangtze finless porpoises *Neophocaena phocaenoides*. *Journal of the Acoustical Society of America* 130(1): 574-584.

- Reeves, R., Stewart, B., Clapham, P., & Powell, J. (2002). *Sea Mammals of the World*. London: A & C Black Publishers Ltd.
- Reichmuth, C., Holt, M., Mulsow, J., Sills, J., & Southall, B. (2013). Comparative assessment of amphibious hearing in pinnipeds. *Journal of comparative physiology A*. 199:491–507.
- Reijnders, P. (1992). *Phoca vitulina* (Linnaeus, 1758) - Seehund. I D. J. Robineua, *Handbuch der Säugetiere Europas*. (s. 120-137). Wiesbaden: Aula-Verlag.
- Richardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press, New York.
- Rihardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press, New York. Academic Press, New York.
- Rojano-Doñate, L., McDonald, B., Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Wahlberg, M., . . . Madsen, P. (2018). High field metabolic rates of wild harbour porpoises. *J. Exp. Biol.* 221. jeb185827. doi:10.1242/jeb.185827.
- Ruser, A., Daehne, M., Sundermeyer, J., Lucke, K., Houser, D., Finneran, J., & al., e. (2014). In-Air Evoked Potential Audiometry of Grey Seals (*Halichoerus grypus*) from the North and Baltic Seas. *Plos ONE* 9(3).
- RÅDETS DIREKTIV 92 / 43 / EEC. (u.d.). Om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter.
- SAMBAH. (2016). *Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise (SAMBAH). Final report under the LIFE+ project LIFE08 NAT/S/000261*. SE-618 92 Kolmården, Sweden. 81 pp: Kolmårdens Djurpark AB.
- SCANS. (u.d.). Hentet fra SCANS: <https://synergy.st-andrews.ac.uk/scans3/>.
- Scharff-Olsen et al. (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*.
- Schmidtke, E. (2010). Damping of Shock Waves from Sea Mine Blasts to protect Marine Mammals – Results from Bubble Curtain Trials in Heidkate 2008 - 2010. Neumünster.
- Skora, K., Pawliczka, I., & Klinowska, M. (1988). Observations of the Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) on the Polish Baltic coast. *Aquatic Mammals*, 14: 113-119.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R., . . . Tyack, P. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*, 33, 411-521.
- Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., . . . Tyack, P. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated

Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125-323.

- Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., . . . Tyack, P. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45(2): 125-232.
- Southall, B., Nowacek, D., Bowles, A., Senigaglia, V., Bejder, L., & Tyack, P. (2021). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquat. Mamm.* 47(5): 421-464. DOI 10.1578/AM.47.
- Stalder, D., van Beest, F., Sveegaard, S., Dietz, R., Teilmann, J., & Nabe-Nielsen, J. (2020). Influence of environmental variability on harbour porpoise movement. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 648:207-219. <https://doi.org/10.3354/meps13412>.
- Sveegaard. (2011). *Spatial and temporal distribution of harbour porpoises in relation to their prey*. Ph.D. thesis NERI Aarhus University.
- Sveegaard, S., Andreasen, H., K., M., Jeppesen, J., Teilmann, J., & C.C., K. (2012). Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology*, 1029-1037.
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., L., K., Koblitz, J., Amundin, M., . . . Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Globale 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. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 36s. Videnskabelig rapport nr. 284. <http://dec2.au.dk/pub/SR284.pdf>.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., & Dietz, R. (2011). High density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine mammal science*, 27: 230-246.
- Sørensen, T., & Kince, C. (1994). Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Ophelia*, 39; 159-176.
- Sørmo, E., Jüssi, I., Jüssi, M., Braathen, M., Skaare, J., & Jenssen, B. (2005). Thyroid hormone status in gray seal (*Halichoerus grypus*) pups from the Baltic Sea and the Atlantic Ocean in relation to organochlorine pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:610.
- Takolander, A., Cabeza, M., & Leskinen, E. (2017). Climate change can cause complex responses in Baltic Sea macroalgae: A systematic review. *Journal of Sea Research* 123:16–29.
- Teilmann, J., Larsen, F., & Desportes, G. (2007). Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *J. Cetacean Res. Manage*, 3: 201-210.

- 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.*
- Terhune, J. (1988). Detection threshold of a harbour seal to repeated underwater high-frequency, short duration sinusoidal pulses. *Can. J. Zool.*, 66:1578-1582.
- Thompson, D., Sjoberg, M., Bryant, M., Lovell, P., & Bjorge, A. (1998). Behavioral and physiological responses of harbour (*Phoca vi-tulina*) and grey (*Halichoerus grypus*) seals to seismic surveys. . Report to European Commission of BROMMAD Project. MAS2 C79.
- 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.* Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.
- Transport og Boligministeriet. (2020). Om Lynetteholm.
- Unger, B. N., Ramírez Martínez, N., Siebert, U., Sveegaard, S., Kyhn, L., Balle, J., . . . Gilles, A. (2021). MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Soundthe Sound and Kattegat in 2020. Joint survey by Denmark, Germany and Sweden. . Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management. 28 pp.
- Viquerat, S. F., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., & Teilmann, J. (2013). Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Western Baltic, Belt Sea and Kattegat. *Marine Biology*, DOI 10.1007/s00227-013-2374-6.
- von Benda-Beckmann, S., Sertlek, H., Aarts, G., & Lucke, C. (2015). Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Southern North Sea. *Aquatic Mammals*, 41(4), 503-523.
- Westgate, A., Read, A., Koopman, H., & Gaskin, D. (1995). Diving Behavior of Harbor Porpoises, *Phocoena-Phocoena*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 1064-1073.
- Wiemann, A., ANdersen, L., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., . . . Tiedemann, R. (2010). Mitochondrial Control Region abd microsatellite analyses on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) unravelm population differebtiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics*, 11:195-211.
- Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., . . . Madsen, P. (2016). Ultra-High Foraging Rates of HARbor Porpoises make them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology*, 26, 1-6.

Yap, X., Deaville, R., Perkins, M., Penrose, R., Law, R., & Jepson, P. (2012). Investigating links between polychlorinated biphenyl (PCB) exposure and thymic involution and thymic cysts in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). . *Marine Pollution Bulletin* 64:2168–2176.

Øresundssamarbejdet. (2007). *Fisk i Øresund*.

Aarefjord, H., Bjørge, A., CC, K., & Lindstedt, I. (1995). Diet of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Scandinavian waters.

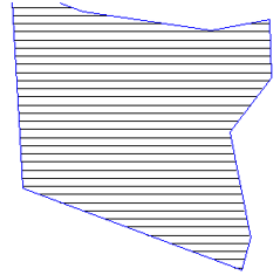
Appendix 1 Transekter

Oversigt over transekter i forbindelse med de seismiske undersøgelser.

2D-UHRS (Seismic survey)

Survey lines across all WTG positions in a grid pattern perpendicular to each other (90° and 180°)

Report	
Optimal Survey Angle	180
Number of Survey Lines	63
Survey km without turns	341.405
Survey km with turns	369.748
Estimated length of	49.2998



For offshore UXO survey it will be 24h operations.

