



Marina däggdjur i Östersjön och havsbaserad vindkraft

Vindpark Ran

Ran Vindpark AB

Datum: 7 maj 2024

NIRAS SWEDEN AB

Box 70375

107 24 Stockholm

www.niras.se

Org.nr. 556175-6197

Projekttitel: Ran MKB

Projektnummer: 32402940-001

Upplaga: 2024-05-07 Slutlig version till ansökan

Datum: 2024-05-07

På uppdrag av: Ran Vindpark AB

Uppdragsledare: Claes Vernerback

Handläggare: Claes Vernerback, Madeleine Berglund, Eva Stensland Isaeus

Kvalitetskontroll: Maria Wilson, Line Anker Kyhn, Emilia Benavente och Rebecca Clausen

Omslagsfoto: Laura Kennedy på Unsplash.com

Sammanfattning

Ran Vindpark AB planerar att bygga vindpark Ran cirka 12 kilometer öster om Gotland. Vindparken upptar en yta om cirka 327 kvadratkilometer inom Östra Gotlandsbassängen i Egentliga Östersjön.

Denna rapport är framtagen som en del i arbetet med miljökonsekvensbeskrivningen för att utreda områdets betydelse för marina däggdjur samt bedöma vilken påverkan som anläggningsundersökningar, anläggning, drift och avveckling av vindparken kan ha för marina däggdjur i området. Bakgrundsinformation om marina däggdjur baseras på befintlig kunskap och data samt information från de undersökningar och modelleringar som genomförts inom projektet.

Rapporten ger en allmän beskrivning av marina däggdjur, deras status i Östersjön och förhållandena i parkområdet för vindpark Ran. I parkområdet har förekomsten av tumlare studerats med hjälp av tumlardetektorer under perioden juni–december 2023. Under sex månaders undersökning med fyra tumlardetektorer har detektioner av tumlare endast gjorts under en dag med två detektionspositiva minuter. Detta stämmer överens med resultaten i SAMBAH-studien, som visade att områdena kring vindpark Ran hade låga tätheter och låg sannolikhet för detektion av tumlare. Förekomst av marina däggdjur har även undersökts genom eDNA-provtagningar i juni och september 2023. Vid provtagningen i juni 2023 gjordes en svag detektion av gråsäl vid en av 20 stationer och vid provtagningen i september 2023 detekterades gråsäl vid fem av 20 stationer och vikare vid en av stationerna. Inga andra marina däggdjur har detekterats vid provtagningarna. Samtliga stationer med detektioner ligger längs parkområdets västra och sydvästra gräns.

Sammantaget indikerar detta att tumlare sporadiskt kan förekomma i parkområdet under korta stunder, men att det är samt att gråsäl stundvis kan använda parkområdet för födosök. Vikare och knobbsäl förväntas inte finnas inom området annat än sporadiskt, antingen för födosök eller förflyttning. Parkområdet bedöms inte utgöra något viktigt område för vare sig tumlare eller säl. De olika sälarterna bedöms alla påverkas på liknande sätt, men då det främst är gråsäl som förväntas förekomma i området gäller bedömningarna i rapporten främst för gråsäl.

Påverkan anläggningsfas

Undervattensljud under anläggningsfasen är den största källan till potentiell påverkan på marina däggdjur. För att bedöma vilken påverkan vindparken kan ha på marina däggdjur har plats-specifika modelleringar av undervattensljud genomförts för de aktiviteter som kan skapa kraftiga undervattensljud, till exempel geofysiska undersökningar och pålningsarbeten.

Modelleringarna av undervattensljudet från geofysiska undersökningar visar att påverkansavstånden för hörselnedsättning är begränsade. Undervattensljudet från undersökningsfartyget i sig kommer troligen medföra att de marina däggdjuren undviker fartygets omedelbara närhet. Med tillämpning av mjuk uppstart bedöms det som osannolikt att marina däggdjur skulle utsättas för ljudnivåer som orsakar permanent (PTS) eller tillfällig (TTS) hörselnedsättning, varför risken för PTS och TTS bedöms som försumbar. Den geografiska utbredningen av påverkan är liten och tillfällig och de marina däggdjuren förväntas kunna återvända så snart fartyget har passerat. I worst case-scenariot kan tumlare uppvisa undvikandebeteende inom 2,2 kilometer från undersökningsfartyget. Då fastställda tröskelvärden för beteendepåverkan på sälar saknas används detta avstånd som ett väl tilltaget worst case, eftersom sälar anses ha lägre känslighet för undervattensljud än tumlare. Med föreslagna skyddsåtgärder, bland annat i form av mjuk uppstart, bedöms de geofysiska undersökningarna få små konsekvenser för tumlare och försumbara konsekvenser för säl.

Undervattensljud från geotekniska undersökningar är kontinuerliga och icke impulsiva med generellt låga frekvenser och korta påverkansavstånd. De geotekniska undersökningarna bedöms få försumbara konsekvenser för marina däggdjur.

Undervattensljud från pålning kan, utan bullerdämpande åtgärder, orsaka undvikandebeteende, TTS och PTS hos marina däggdjur. Ljuddämpande åtgärder vid anläggningsarbeten gör att ljudutbredningen av impulsiva ljud som kan påverka marina däggdjur minimeras. Worst case för påverkan på marina däggdjur från undervattensljud vid pålning är anläggning av fackverksfundament med fyra pinpiles med en diameter på fem meter, tillsammans med ljuddämpande skyddsåtgärder motsvarande dubbla bubbelgardiner. Föreslagna skyddsåtgärder med ljuddämpande åtgärder samt mjuk uppstart med ramp up är tillräckliga för att helt undvika PTS och TTS hos marina däggdjur varför risken för PTS och TTS bedöms som försumbar.

Tumlare förväntas undvika närområdet vid pålningsarbeten. Ljudnivåer som medför att tumlare undviker området (undvikandebeteende) bedöms för worst case förekomma inom 9,4 kilometer från pålningsplatsen. Statistiskt sett, enligt worst case, bedöms långt färre än en individ (0–0,02 tumlare) riskera att påverkas av ljudnivåer som överstiger tröskelvärde för undvikandebeteende vid varje pålningstillfälle, vilket motsvarar 0,005 procent av populationen. Risken att en tumlare påverkas vid ett enskilt pålningstillfälle är därmed låg och risken att det dessutom skulle vara en hona med kalv är än lägre. Påverkan bedöms som tillfällig för pålningen och flera studier har visat att tumlarna återvänder inom några få dagar upp till några veckor efter att installationen har avslutats. Med skyddsåtgärder som mjuk uppstart och ljuddämpande åtgärder som minst motsvarar dämpningen av dubbla bubbelgardiner minskar påverkans storlek och omfattning. Pålningen orsakar därmed främst en habitatförlust för tumlarna i närheten av pålningsplatsen. Vindpark Ran ligger inom ett område som inte bedöms vara av någon särskild vikt för tumlare så som populationen ser ut idag och detektionerna av tumlare i området är få, varför en tillfällig habitatförlust får små konsekvenser.

Då huvudfrekvensen för pålningsljudet inte överlappar med frekvensområden där tumlare ekolokaliserar och kommunicerar bedöms tumlarna fortfarande kunna finna föda och kommunicera med varandra under tiden pålning pågår. Honor med diande kalvar anses vara mest känsliga för störningar då en långvarig separation av honan och kalven kan medföra att kalven dör. Det saknas dock vetenskapliga studier som visar att honor och kalvar separeras av höga undervattensljudnivåer. De föreslagna skyddsåtgärderna minimerar risken för att plötsliga kraftiga ljud uppkommer och att honor och kalvar skräms isär.

Tumlares känslighet för beteendepåverkan bedöms som måttlig då påverkan inom reproduktionsområden under sommaren undviks. Avståndet till det enda kända reproduktionsområdet för Östersjöpopulationen i Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna är långt (cirka 81 kilometer) och ljudnivåerna för undvikandebeteende kommer inte nå Natura 2000-området oavsett årstid. Med föreslagna skyddsåtgärder bedöms påverkans storlek och omfattning av den temporära förlusten av habitat som kan uppkomma under pålning av fundament inom parkområdet vara liten negativ med små konsekvenser för tumlare som inte påverkar populationen vare sig på kort eller lång sikt.

Säljar förväntas också undvika närområdet under pålningen. Tröskelvärde för beteendepåverkan hos säl saknas, men säljar anses allmänt vara mindre känsliga för undervattensljud än tumlare. Därför kan det modellerade påverkansavståndet för tumlare användas som ett konservativt antagande även för säljar. Den mest känsliga perioden för sälarna är när de diar sina kutar och spenderar mycket tid på land. Närmsta liggplats för säljar ligger på cirka 13 kilometers avstånd från parkområdet och ljud som genereras från anläggningsarbetet bedöms inte påverka sälarna på liggplatsen. Påverkan på säl förväntas bli liknande som för tumlare med en tillfällig habitatförlust under tiden som anläggningen pågår. Området bedöms inte vara av särskild vikt för säljar och påverkan förväntas därför få mycket små konsekvenser.

Även undervattensljud från ökad fartygstrafik skulle kunna påverka marina däggdjur, framförallt tumlare, under anläggningsfasen. Eftersom det går flera större farleder i närheten av den planerade vindparken antas de marina däggdjur som vistas i området vara vana vid en viss nivå av fartygsljud. Den sammantagna bedömningen är att fartygstrafiken i samband med anläggningsarbetena har små konsekvenser för tumlare och mycket små konsekvenser för säl.

Positioneringssystem kan komma att användas med viss typ av undersökningsutrustning samt vid förläggning av internkabelnätet för att bestämma utrustningens eller kabelns läge. Positioneringssystem kan sända ut frekvenser och ljudstyrkor som ligger inom tumlares och sälars hörselspann. Vid användning av mjuk uppstart inför användning av positioneringssystem bedöms påverkan enbart bestå av att marina däggdjur tillfälligt undviker området kring utrustningen. Den sammantagna bedömningen är att användning av positioneringssystem har små konsekvenser för tumlare och mycket små konsekvenser för säl.

Under anläggningsarbeten kan sedimentspridning uppkomma. Den eventuella spridningen av organiska föreningar, näringsämnen eller metaller i sedimenten bedöms inte påverka marina däggdjur eftersom spridningens utbredning beräknas bli väldigt begränsad och en snabb utspädning sker. För både tumlare och säl anses känsligheten för sedimentspridning vara liten då de fortfarande kan jaga i grumligt vatten. Eftersom parkområdet inte anses vara ett viktigt område förväntas få marina däggdjur använda området för födosök och påverkan av sedimentspridningen blir därmed obetydlig. Den indirekta påverkan på marina däggdjur, som kommer av en påverkan av sedimentation och grumling på deras bytesdjur, anses också vara obetydlig. Detta ger sammantaget försumbara konsekvenser för både tumlare och säl.

Påverkan driftsfas

De faktorer som skulle kunna ha en påverkan på marina däggdjur under driftsfasen är framförallt undervattensljud, reveffekter och elektromagnetiska fält. Påverkans storlek och omfattning av undervattensljud under driftsfasen bedöms vara obetydlig för både tumlare och säl. Tumlares känslighet för undervattensljud bedöms som måttlig och sälarnas känslighet som liten. Undervattensljuden under driftsfasen bedöms få försumbara konsekvenser för både säl och tumlare.

Den lilla direkta habitatförlusten vid anläggningen av fundament åtföljs av förändringar som kan leda till en förbättring av födoresurserna för marina däggdjur genom införandet av hårda substrat som kan locka till sig fisk, en så kallad reveffekt. Parkområdet skulle också kunna agera skydd från de starkt trafikerade områdena runt omkring och minska risken för att marina däggdjur bifångas i fiskenät eftersom yrkesfisket troligtvis kommer begränsas inom parkområdet. Känsligheten för reveffekter är liten för både tumlare och säl och påverkans storlek och omfattning bedöms som liten positiv. Reveffekter bedöms potentiellt få positiva konsekvenser för både tumlare och säl.

Eftersom det i vetenskapliga studier inte finns några indikationer på att tumlare eller säl har förmågan att navigera med hjälp av elektromagnetiska fält bedöms påverkan av elektromagnetiska fält från kablar som obetydlig med försumbara konsekvenser för både tumlare och säl.

Påverkan avvecklingsfas

Under avvecklingsfasen kan undervattensljud förekomma vid nedmonteringen av fundament och från den ökade fartygstrafiken i området. Ljudnivåerna förväntas dock vara lägre än under anläggningsfasen eftersom det inte förekommer några pålningsarbeten. Andra potentiella effekter under avvecklingsfasen, så som undervattensljud från fartygstrafik, förväntas vara mindre eller jämförbara med påverkan under anläggningsfasen. Påverkan under avvecklingsfasen bedöms ha mycket små konsekvenser för tumlare och försumbara konsekvenser för säl.

Samlad bedömning

Anläggning, drift och avveckling av vindpark Ran bedöms ha begränsad påverkan på tumlare med små konsekvenser varför varken tumlarnas populationsutveckling, livsmiljöer eller utbredningsområde i Östersjön bedöms påverkas på kort eller lång sikt. Vindpark Ran bedöms inte heller påverka tumlarnas förutsättningar att nå en gynnsam bevarandestatus på vare sig lokal eller biogeografisk nivå.

Sälar påverkas generellt i mindre grad än tumlare och anläggning, drift och avveckling av vindpark Ran bedöms även för säl ha begränsad påverkan med små konsekvenser. Ingen påverkan på sälarnas populationsutveckling, livsmiljöer eller utbredningsområde bedöms förekomma vare sig på kort eller lång sikt. Då vikare och knubbsäl inte bedöms förekomma i området annat än sporadiskt är påverkan på dessa arter ännu mindre än för gråsäl. Vindpark Ran bedöms inte heller påverka sälarternas förutsättningar att nå en gynnsam bevarandestatus på vare sig lokal eller biogeografisk nivå.

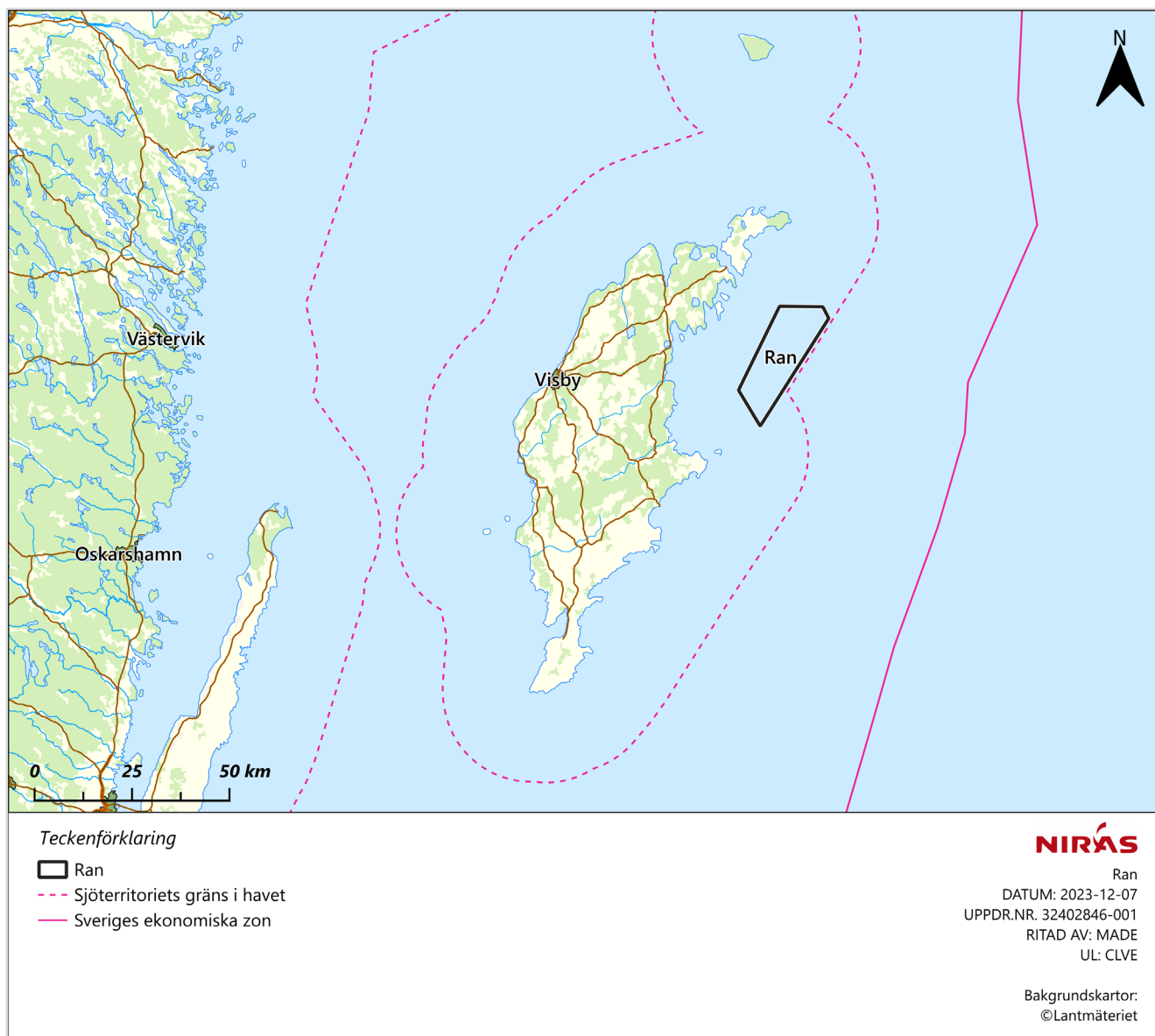
Innehåll

Sammanfattning	3
1. Inledning.....	8
2. Metodbeskrivning.....	9
2.1 Påverkansfaktorer.....	9
2.2 Dataunderlag.....	10
3. Områdesbeskrivning	15
3.1 Tumlare i Östersjön.....	15
3.2 Tumlarens ekologi.....	19
3.3 Säl i Östersjön	20
3.4 Sälarnas ekologi.....	22
3.5 Resultat fältundersökningar	23
3.6 Betydelsen av parkområdet för tumlare.....	24
3.7 Betydelsen av parkområdet för säl.....	26
4. Påverkan	27
4.1 Anläggningsfas.....	27
4.2 Driftsfas.....	41
4.3 Avvecklingsfas.....	46
5. Skyddsåtgärder	48
5.1 Möjliga skyddsåtgärder och uppföljning.....	48
5.2 Rekommenderade skyddsåtgärder anläggningsfas	50
5.3 Rekommenderade skyddsåtgärder drift	50
5.4 Rekommenderade skyddsåtgärder avveckling.....	50
6. Referenser.....	51

1. Inledning

Ran Vindpark AB planerar en etablering av en havsbaserad vindpark, Ran, i Egentliga Östersjön öster om Gotland. Vindpark Ran är lokaliserad inom Sveriges sjöterritorium, cirka 12 kilometer öster om Gotlands östkust, Figur 1.1. Inom området varierar vattendjupet mellan cirka 40 och 85 meter.

Parkområdet för vindparken uppgår till cirka 327 kvadratkilometer och fullt utbyggd kommer parken att omfatta 90–121 vindkraftverk med en maximal totalhöjd på 310 meter. Parken förväntas ha en installerad effekt om cirka 1,8 GW och förväntas kunna generera omkring 8 TWh förnybar el per år.



Figur 1.1. Översikt av vindpark Rans planerade läge i Östersjön.

Denna rapport är framtagen som en del i arbetet med miljökonsekvensbeskrivningen för att utreda områdets betydelse för marina däggdjur samt bedöma vilken påverkan etableringen av en vindpark kan ha för marina däggdjur i området. Anslutningskablar till land behandlas inte i denna rapport, eftersom de kommer hanteras i en egen tillståndsansökan.

2. Metodbeskrivning

2.1 Påverkansfaktorer

De påverkansfaktorer som är relevanta för och kommer att beaktas vid bedömningen av påverkan på marina däggdjur från den planerade vindparken i olika faser redovisas i Tabell 2.1 nedan. Den främsta påverkansfaktorn för marina däggdjur är undervattensljud som uppstår under vindparkens olika faser. De högsta nivåerna av undervattensljud uppstår under anläggningsfasen.

Tabell 2.1. Påverkansfaktorer som uppkommer under vindparkens anläggnings-, drifts- och avvecklingsfas.

Påverkansfaktor	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Undervattensljud	X	X	X
Sedimentspridning inkl. föroreningspridning	X		X
Elektromagnetiska fält		X	
Reveffekt		X	X

2.1.1 Worst case

I denna rapport utgår worst case från de scenarier som förväntas ha störst påverkan på marina däggdjur inom vindparken och närområdet för respektive påverkansfaktor. Worst case-ansatsen gör att den faktiska miljöpåverkan som uppstår kan vara mindre omfattande, men i praktiken inte mer omfattande än vad som beskrivs i denna rapport. Konsekvensbedömningen som har gjorts är för anläggning av hela vindparken, det vill säga påverkans storlek enligt worst case för installation av ett fundament tillsammans med varaktigheten av anläggningen för alla fundament i vindparken. Konsekvensbedömningen har inkluderat föreslagna skyddsåtgärder (avsnitt 5).

För undervattensljud under anläggningsfasen har pålning av fyra pinpile förankringar (fem meter i diameter) för fackverksfundament identifierats som worst case för marina däggdjur, se ljudmodellering i Bilaga B.3.A *Ran OWF. Underwater noise prognosis. Construction and operation, NIRAS*. Worst case-scenariot inkluderar användandet av mjuk uppstart och ramp up samt ljuddämpning motsvarande dubbla bubbelgardiner (DBBC). Vindparken består mest av 121 vindkraftverk och fyra högspänningsplattformar. För ytterligare beskrivning av fundamenten hänvisas till Bilaga C *Teknisk projektbeskrivning*.

För sedimentspridning har påverkans storlek och omfattning i bedömningarna i stället baserats på det worst case-scenario som orsakar de högsta halterna av sedimentsuspension och störst mängd sedimentation i området. Det som bedöms som worst case är anläggning av 121 monopile-fundament med diameter om 12 meter, anläggning av 4 plattformar förankrade med 16 pålar per plattform och högtrycksspolning för 318 kilometer internkabel. Som skyddsåtgärd har ett scenario där sedimentet släpps ut vid havsytan uteslutits och därför utgår worst case från att sedimentet släpps ut nära botten, se sedimentspridningsmodellering i DHI (2024).

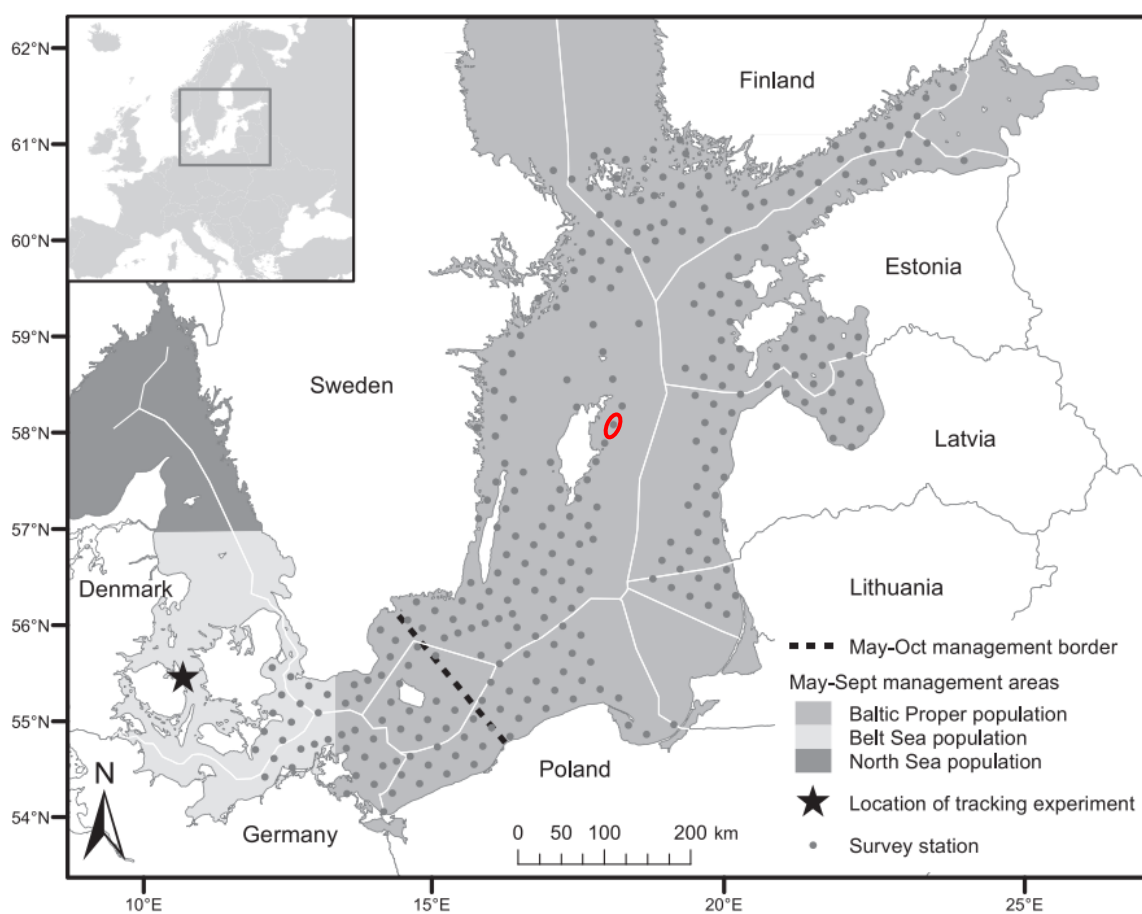
Vindparkens slutliga utformning och vilka anläggningsmetoder som kommer att användas kommer att bestämmas under detaljprojekteringen.

2.2 Dataunderlag

2.2.1 Befintliga data

Under 2011–2013 undersöktes förekomsten av tumlare i Östersjön med hjälp av tumlardetektorer i ett projekt kallat SAMBAH (SAMBAH 2016, Carlén m.fl. 2018). Genom SAMBAH-studien uppskattades tätheten av tumlare via modelleringar baserade på bland annat djup, bottenlutning och bottenpogografins komplexitet. Studien omfattade 304 passiva akustiska tumlardetektorer, så kallade C-PODs, som var placerade över stora delar av Östersjön. En av detektorerna var placerad inom parkområdet för vindpark Ran, se Figur 2.1.

I studien undersöktes områden med ett djup på 5–80 meter och således är inga områden djupare än 80 meter med i SAMBAH-studiens modelleringar. Områden djupare än 80 meter undersöktes inte bland annat på grund av att de ofta är ett olämpligt habitat för tumlare med syrefattiga eller syrefria förhållanden (Amundin m.fl. 2022).



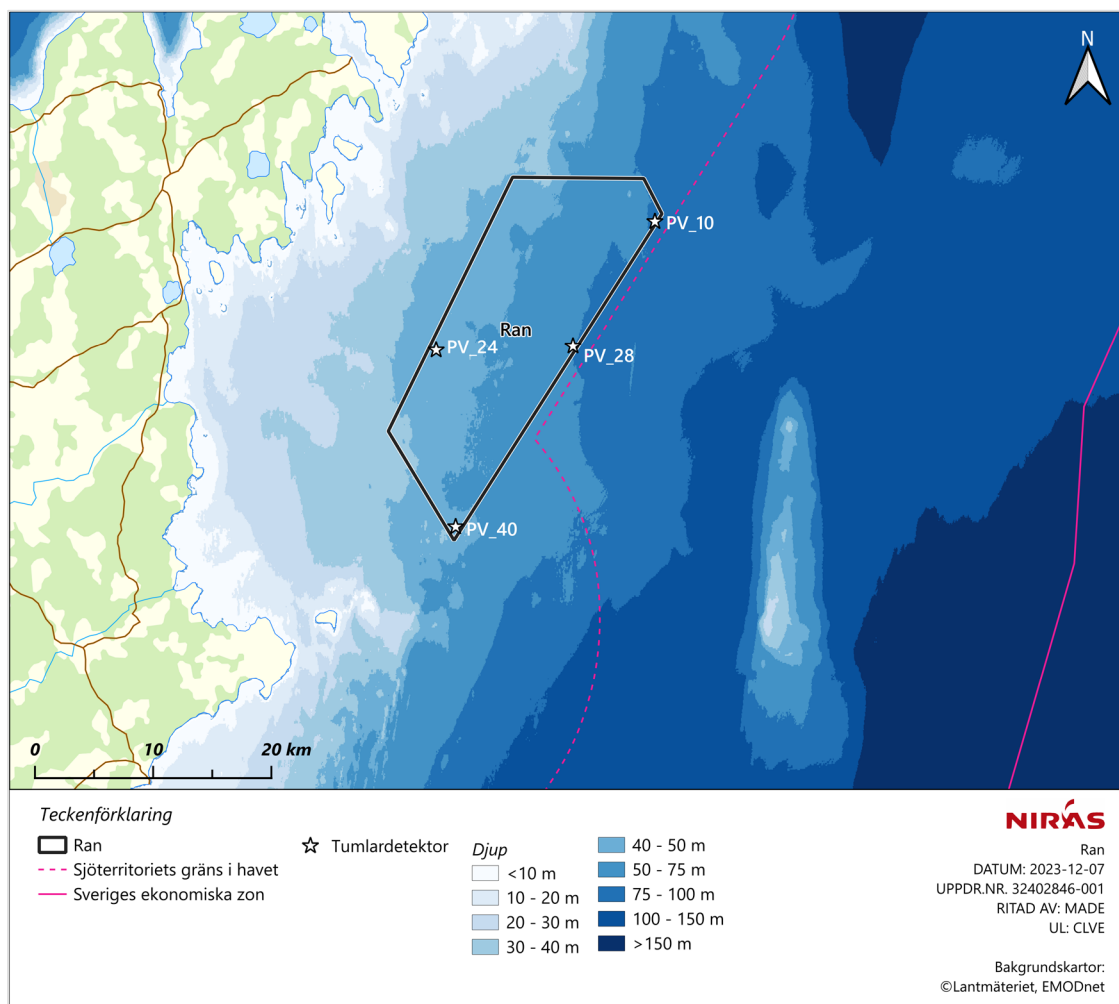
Figur 2.1. Positioner för C-PODs inom SAMBAH-studien (SAMBAH 2016). Den streckade linjen visar den föreslagna förvaltningsgränsen för tumlare från Östersjöpopulationen under sommaren (maj-oktober) (Sveegaard m.fl. 2015). Röd markering visar ungefärlig position för parkområdet för vindpark Ran. En tumlardetektor var placerad inom parkområdet. Figur reviderad från Amundin m.fl. (2022).

Inom den nationella miljöövervakningen pågår sedan 2017 insamling av data med hjälp av tumlardetektorer på ett antal platser i Östersjön, se avsnitt 2.2.2. Data från den nationella miljöövervakningen har laddats ner från SMHI SHARKweb (2023).

2.2.2 Fältundersökningar med tumlardetektorer

Tumlardetektorer av modell C-POD och F-POD är akustiska övervakningsinstrument som passivt lyssnar efter tumlare och delfiner. Detta gör de genom att känna igen klicktågen som valarna producerar när de använder ekolokalisering för att hitta bytesdjur, orientera sig, samt interagera med varandra. Viktigt att notera med tumlardetektorer av typ C-POD och F-POD är att den maximala detektionsradien är cirka 400 meter. Syftet med tumlardetektorer är att spela in data över tumlarnas klicktåg, vilket sedan kan användas för att analysera den spatiala och temporala utbredningen av tumlare i området. Typen av data som erhålls från dessa tumlardetektorer är normalt i formatet "tumlarpositiva minuter" per dag, men data går även att exportera i andra tidsintervall eller former.

Den 4 juni 2023 placerades fyra tumlardetektorer av modellen F-POD (Chelonia Ltd) ut utanför Gotlands nordöstra kust inom området för den planerade vindparken (station PV_10, PV_24, PV_28 och PV_40, Figur 2.2). Tumlardetektorerna fästes med en två meter lång tamp till betongvikter, som försiktigt sänktes ned och förankrade detektorerna vid havsbotten. Metodiken följer den som används inom miljöövervakningen och som även användes i SAMBAH-studien (Owen m.fl. 2021, SAMBAH 2016). Genom detektorernas positiva flytkraft svävar de vertikalt med hydrofonen vinklad mot ytan, cirka två meter ovanför botten.



Figur 2.2. Positioner för utplacerade tumlardetektorer i vindpark Ran.

Tabell 2.2. Överblick av stationsnamn, ungefärligt djup på platsen och tidsperiod av inspelade data med detektioner för den egna undersökningens F-PODs. Viktigt att notera är att det kan förekomma dataförluster i perioden för insamlade data. Tumlar-detektorerna ligger fortfarande kvar och samlar in data.

Stationsnamn	Djup (m)	Tidsperiod för data (i månader)
PV_10	84	06/2023–12/2023 (6 månader)
PV_24	47	06/2023–12/2023 (6 månader)
PV_28	85	06/2023–12/2023 (6 månader)
PV_40	45	06/2023–12/2023 (6 månader)

Detektorerna i den egna undersökningen har legat utplacerade sedan juni 2023 (Tabell 2.2). Var tredje till sjätte månad laddas data ned och batterier byts ut. Det senaste batteribytet ägde rum i december 2023. Hittills finns därför data från 6 månaders undersökning. Det saknas data från station PV_28 mellan september och december 2023. Detta kan till exempel bero på problem med batterierna eller korrupta datafiler. Byte av batterier utförs för att kunna fortsätta undersökningen och samla in kontinuerliga data. Ett uppehåll på cirka en timme skapas i respektive detektors dataserie när den tas upp för batteri- samt minneskortsbyte innan den placeras ut igen. Detektorerna placeras vid varje batteribyte ut på samma plats som de togs upp från.

Inspelade data från de inhämtade minneskorterna analyserades i programvaran för F-POD (FPOD.exe). Data exporterades från varje detektor som en summa av "porpoise positive minutes" (kallas fortsättningsvis detektionspositiva minuter eller DPM) per dag. "DPM per dag" är samma format på data som används i nationella miljöövervakningens tumlarundersökningar.

2.2.2.1 Jämförelser F-POD/ C-POD

F-PODs är en mer utvecklad version av C-PODs och bygger på samma teknologi. F-PODs kan detektera klicktåg bättre än C-PODs eftersom de har större känslighet i sina detektioner (Stensland Isaeus m.fl. 2021). Detta gör att F-PODs detekterar fler DPM från samma individer, inte att F-PODs detekterar flera individer av tumlare.

2.2.3 Fältundersökningar eDNA

NIRAS har utfört eDNA-provtagningar inom parkområdet under juni och september 2023 för att undersöka förekomst av fisk och marina däggdjur (Bilaga B.2 *Ran 2023 - fältundersökningar*).

2.2.4 Beräkningar och platsspecifik modellering av undervattensljud i Ran

För att bedöma påverkan på marina däggdjur från anläggningen av vindpark Ran har NIRAS utfört platsspecifika undervattensljudmodelleringar för de undersökningar inför byggnation och de anläggningsarbeten som kan medföra kraftigast undervattensljud (se Bilaga B.3.A, Bilaga B.3.B *Ran OWF. Underwater noise. Geophysical activities*, NIRAS, Bilaga B.3.C *Ran OWF. Underwater noise. Geotechnical activities*, NIRAS). Riktlinjer eller tröskelvärden för att begränsa undervattensljud under anläggningsarbeten av havsbaserade vindparker har tagits fram av flera länder och internationella organisationer, men standardiserade riktlinjer saknas för att bedöma beteendepåverkan för marina däggdjur. I modelleringarna i denna rapport har tröskelvärdet för beteendepåverkan på tumlare som rekommenderas av Tougaard (2021a; Tabell 2.3) använts. Det råder bred enighet om de tröskelvärden för permanent (PTS) och tillfällig hörselnedsättning (TTS) som Southall m.fl. (2019) föreslår, som därför används här (Tabell 2.3). Nedan beskrivs dessa beräkningar och modelleringar mer utförligt. För mer detaljerad information och bakgrund, se rapporterna för de geofysiska undersökningarna (Bilaga B.3.B), geotekniska undersökningarna (Bilaga B.3.C) samt anläggningsarbeten och drift (Bilaga B.3.A).

Tabell 2.3. Viktade tröskelvärden för TTS, PTS och undvikandebeteende för marina däggdjur enligt NOAA (2018), Southall m.fl. (2019) och Tougaard (2021a). De artspecifikt viktade värdena refereras som "xx". VHF = Very High-frequency cetaceans. PCW = Phocid Carnivores in Water.

Art	Simhastighet (m/s)	Tröskelvärde $L_{E,cum,24h,xx}$ [dB re. 1 $\mu Pa^2 s$]				Tröskelvärde $L_{p,125ms,xx}$ [dB re. 1 μPa]
		PTS		TTS		Undvikandebeteende
		Icke-impulsiva	Impulsiva	Icke-impulsiva	Impulsiva	Impulsiva
Tumlare (VHF)	1,5	173 dB	155 dB	153 dB	140 dB	103 dB
Säl (PCW)	1,5	201 dB	185 dB	181 dB	170 dB	Saknas

2.2.4.1 Modelleringar av undervattensljud vid geofysiska undersökningar

För att undersöka havsbotten innan anläggning kan olika geofysiska metoder användas. Samtliga metoder används för att kartlägga havsbotten för att ta reda på sedimentets komposition, tjocklek, och andra karaktärer. På lite olika sätt skickar dessa metoder ut pulser av ljud som tränger in i botten och sedan studsar tillbaka till fartygets mätsystem. För att utvärdera undersökningarnas påverkan på marina däggdjur utfördes modelleringar för tre olika undersökningsmetoder samt för dess samtida användning (Bilaga B.3.B):

- **Metod 1:** Innomar Medium 100 parametric sub bottom profiler (SBP)
- **Metod 2:** Geosource 200–400 Sparker
- **Metod 3:** Airgun Sercel mini GI 5 – 60 in³
- **Metod 4:** Samtida användning av SBP, Sparker och Airgun

Modelleringarna utfördes på tre geografiska positioner inom området för den planerade vindparken. Positionerna är samma som de som visas i Figur 2.3 (Bilaga B.3.A).

Undersökningsmetoder med sidoavsökande sonar och multistråleekolod kommer att utföras med en ljudfrekvens som överstiger 200 kHz vilket ligger utanför tumlares och sälars hörselområden, varför ingen påverkan förväntas av de metoderna.

2.2.4.2 Beräkningar av undervattensljud vid geotekniska undersökningar

Inför installation av fundament, kablar och rörledning kan även geotekniska undersökningar av havsbotten genomföras. NIRAS har sammanställt befintliga empiriska data samt utfört beräkningar för att kunna bedöma påverkan på marina däggdjur av undervattensljud genererade av geotekniska undersökningar (Bilaga B.3.C). Undervattensljud från de geotekniska undersökningarna inkluderar ljud från provborring, vibrocorer, Cone Penetration Test (CPT) och fartygets dynamiska positioneringssystem (DP).

Här jämförs empiriska data på undervattensljud av geotekniska undersökningar med tröskelvärden för marina däggdjur avseende undervattensljud. De tröskelvärden som användes finns presenterade i Tabell 2.3. Samtliga typer av geotekniska undersökningar som utvärderas här klassas som icke-impulsiva.

2.2.4.3 Modelleringar av undervattensljud vid anläggning

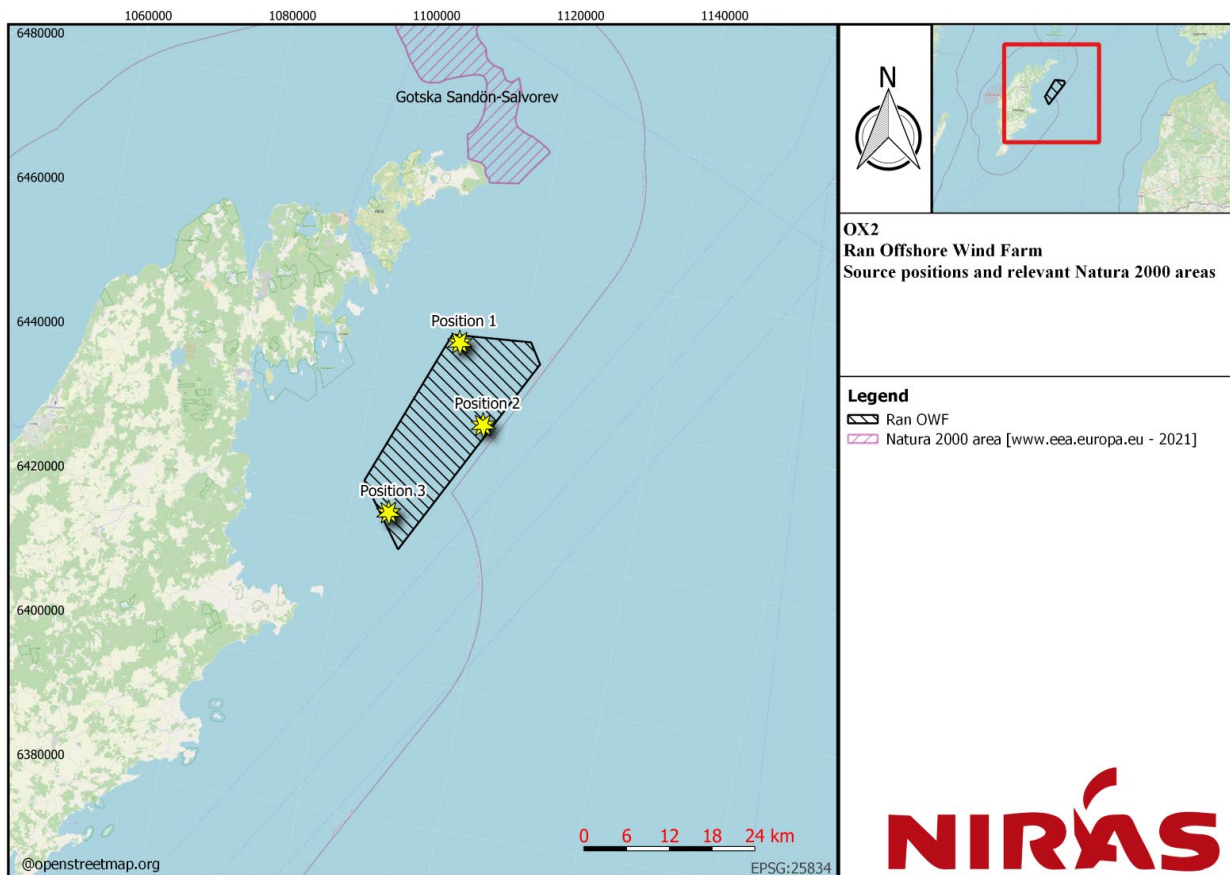
Modelleringar för att utvärdera påverkan på marina däggdjur av undervattensljud genererade vid anläggning av parken fokuserade på installation av fundament, närmare bestämt pålning. Pålning är processen för att driva ner fundament i havsbotten för förankring av vindkraftverk. Ljud från pålning under anläggningsfasen är den aktivitet som har störst påverkan på marina däggdjur vid anläggningen av vindparker till havs eftersom ljudet kan nå nivåer som kan få en allvarlig negativ påverkan på korta avstånd (Madsen m.fl. 2006).

Modelleringen bygger på rekommendationerna från danska Energistyrelsen (2022) och kumulativa ljudnivåer ($L_{E,cum,24}$) är modellerade över den tid som en komplett pålning (24 timmar, konservativt uppskattat) beräknas ta. Den kumulativa ljudnivån används för att beräkna på vilket avstånd som TTS och PTS kan uppkomma. I modelleringen är antaget att det som ljuddämpande skyddsåtgärder används dubbla bubbelgardiner (DBBC) för fackverksfundament och en kombination av DBBC och Hydro Sound Damper (HSD) för monopilefundamentet. Vid modelleringen utvärderades följande fundament, med skyddsåtgärder inom parentes:

- **Monopile fundament** upp till 14 meter i diameter (med DBBC + HSD)
- **Fackverksfundament** med 3–4 pin piles upp till 5 meter i diameter (med DBBC)

Den vanligaste metoden för att förankra fundament i botten är genom hydraulisk slagpålning. Pålningen karaktäriseras av en snabb ökning i energinivå med kort varaktighet och på grund av detta genererar den intensiva nivåer av undervattensljud (Madsen m.fl. 2006, Bellmann m.fl. 2020). Pålningsljudets intensitet påverkas bland annat av diametern på pålen, där större diameter ger högre intensitet (Bellmann m.fl. 2020). Modelleringen antar att pålningen utförs med mjuk uppstart och ramp up. Med ökande energi i slagen ökar även undervattensljudet från pålningen, vilket ger de marina däggdjuren möjlighet att förflytta sig från platsen för anläggningsarbetet innan ljudnivåerna riskerar att bli skadliga. Modelleringen inkluderar att tumlare och säl kommer avlägsna sig från pålningsarbeten i en hastighet på 1,5 meter per sekund, vilket är ett konservativt antagande om simhastigheten (Tougaard & Michaelsen 2018).

Modelleringen av undervattensljud från pålning har genomförts för tre positioner inom parkområdet (Figur 2.3). Positionerna valdes utifrån ett worst case perspektiv där den största ljudspridningen förväntas baserat på kända geologiska och hydrologiska faktorer. På grund av skillnader i djup vid de olika positionerna, samt skillnad i djupkrav på de olika fundamenten presenterade ovan, har modelleringar endast gjorts för lämpliga kombinationer av fundament och position (se tabell 6.8 i Bilaga B.3.A). Modelleringen genomfördes för mars månad, vilket är worst case med avseende på ljudspridningen på grund av miljöfaktorer som temperatur och salthalt samt ljudhastighetsprofilen.



Figur 2.3. Positioner valda för modelleringen av undervattensljud vid pålning. Positionerna är markerade med gula stjärnor (Bilaga B.3.A).

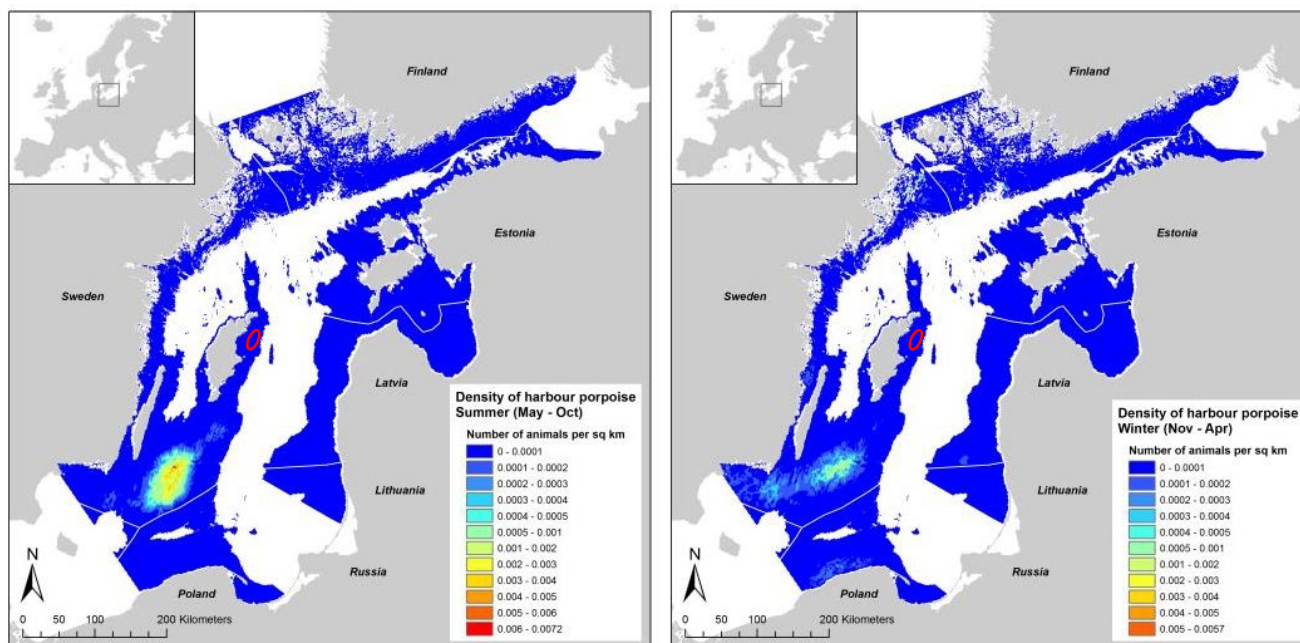
3. Områdesbeskrivning

3.1 Tumlare i Östersjön

I Östersjön förekommer två populationer av tumlare året om: Bälthavspopulationen som finns från mellersta Kattegatt till sydvästra Östersjön strax öster om Bornholm och Östersjöpopulationen som främst uppehåller sig i Egentliga Östersjön (Lah m.fl. 2016, Sveegaard m.fl. 2015, Wiemann m.fl. 2010). Det är endast tumlare från Östersjöpopulationen som förväntas förekomma inom parkområdet. Information från historiska observationer och uppgifter om bifångster av tumlare vittnar om att tumlarna har varit betydligt fler och haft ett större utbredningsområde i Östersjön än de har idag (Havs- och vattenmyndigheten 2021, Koschinski 2001). Tumlarna i Östersjön minskade kraftigt i antal under 1900-talet till följd av jakt, bifångster i garnfiske och även på grund av miljöföroreningar som påverkar fertiliteten negativt (Koschinski 2001, Murphy m.fl. 2015). Den senaste uppskattningen av antalet tumlare i Östersjöpopulationen baserad på data från SAMBAH-studien uppskattar populationen till cirka 500 individer (95 procent konfidensintervall: 71–1 105) och omkring hälften antas vara reproduktiva individer (Amundin m.fl. 2022). Det är denna populationsuppskattning som har använts i denna rapport.

SAMBAH-studien visar att området kring Hoburgs bank och Midsjöbankarna i Egentliga Östersjön är ett särskilt viktigt område för Östersjöpopulationen, då tumlarna samlas där under sommaren när de föder sina kalvar, ger di och parar sig (Carlström & Carlén 2016, Carlén m.fl. 2018) (Figur 3.1 till vänster). Området har, baserat på SAMBAH-studien, pekats ut som ett Natura 2000-område med tumlare som utpekad art. Data från SAMBAH-

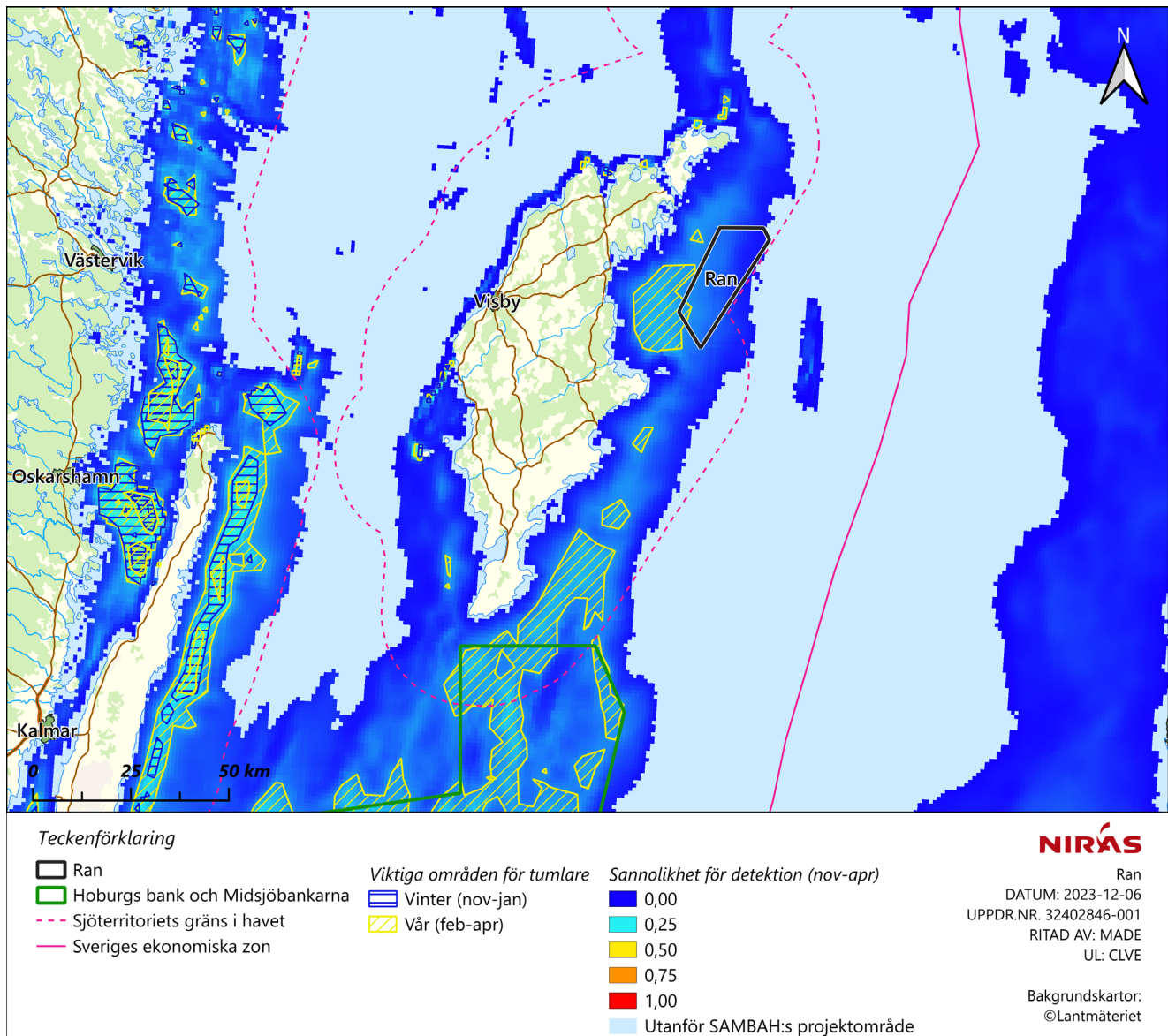
studien visar att tumlarna är mer utspridda under vinterhalvåret (Figur 3.1 till höger) och uppehåller sig då troligtvis i områden med stor tillgång på föda (Gilles m.fl. 2011, Santos & Pierce 2003).



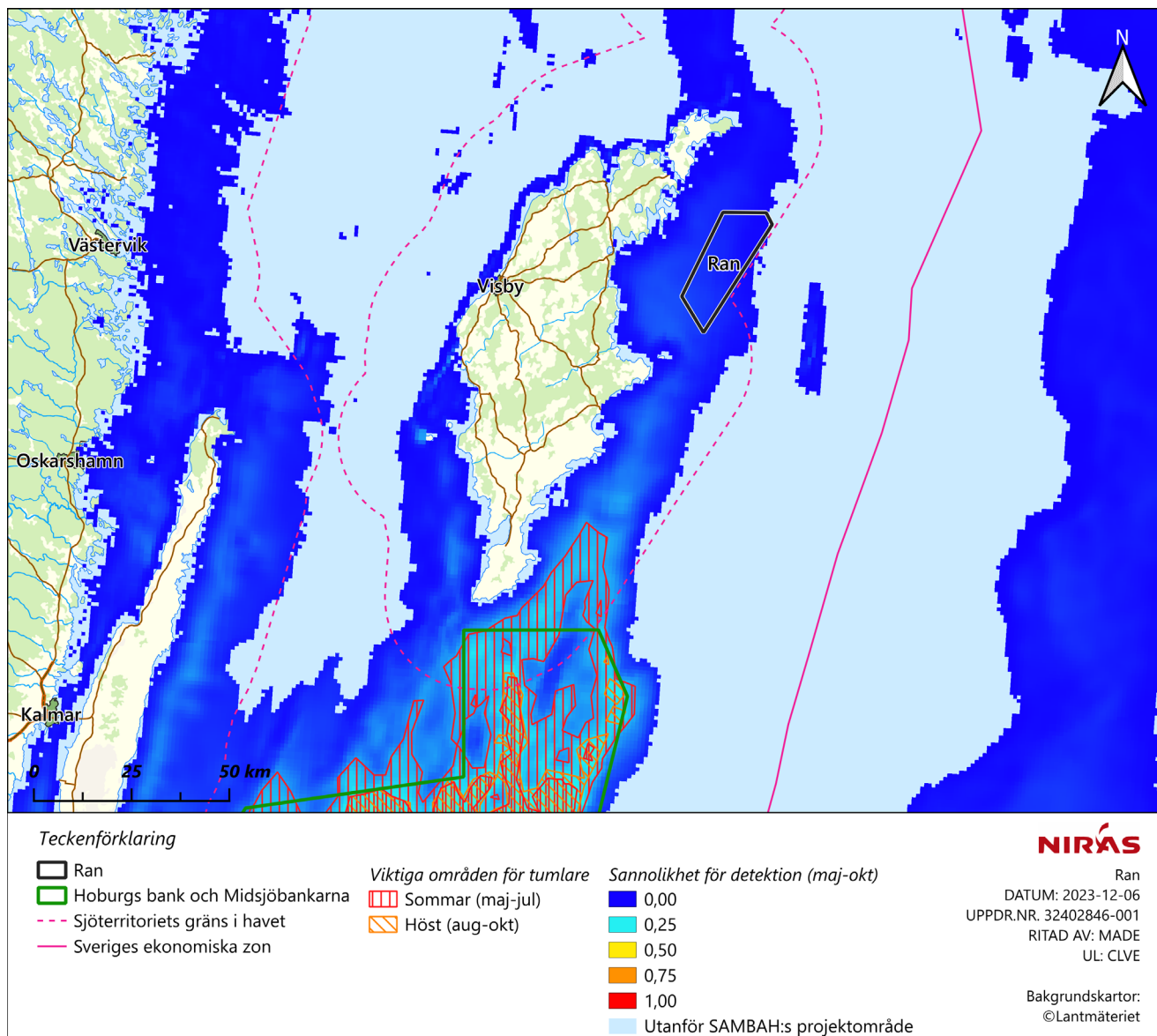
Figur 3.1. Uppskattade tätheter av tumlare i Egentliga Östersjön (antal individer per kvadratkilometer) under maj–oktober (till vänster) och november–april (till höger) (SAMBAH 2016). Den röda markeringen visar den ungefärliga positionen för vindpark Ran. Undersökningen täcker inte de vita områdena.

Flera studier har visat att tätheten av tumlare är kopplad till den lokala förekomsten av föda och produktiva områden så som utsjöbankar (Embling m.fl. 2010, Gilles m.fl. 2011, Sveegaard m.fl. 2012a, Stalder m.fl. 2020). I Östersjön sker kalvningen i juni–juli och parningen kring augusti. Honan föder en kalv drygt tio månader senare och diar därefter kalven i åtta till tio månader (Börjesson & Read 2003, Lockyer & Kinze 2003). Unga kalvar har sämre simförmåga och är särskilt beroende av närheten till honan. Honorna är därför beroende av lättillgänglig föda under den period då de har en ung kalv. Eftersom tumlarna blir köns mogna sent i livet och möjligheten att få många kalvar är begränsad (Kesselring m.fl. 2017) är sommaren en känslig period för populationen i stort.

Baserat på resultaten från SAMBAH-studien har även viktiga områden för Östersjöpopulationen av tumlare pekats ut. De viktiga områdena utgörs av områden med minst 20 procent sannolikhet för förekomst, vilket ringar in cirka 30 procent av Östersjöpopulationen (Carlström & Carlén 2016). Parkområdet för vindpark Ran överlappar till viss del med ett område som har pekats ut som viktigt under våren (februari–april), se Figur 3.2. Värt att notera är dock att dessa viktiga områden utgår från en modellering av sannolikhet för detektion av tumlare i SAMBAH-studien, varför gränserna för de viktiga områdena inte bör ses som helt exakta, utan tumlare rör sig i verkligheten mer utspridd snarare än begränsat inom snara avgränsade områden. Baserat på bland annat de modellerade viktiga områdena har flera skyddsvärda områden pekats ut för Östersjöpopulationen (Carlström & Carlén 2016). Det närmaste skyddsvärda området i relation till vindpark Ran är Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna, som ligger på ett avstånd av ungefär 81 kilometer från parkområdet. Detta område anses vara det allra viktigaste området att skydda för Östersjöpopulationen (Carlström & Carlén 2016). Tätheten av tumlare är låg i hela Östersjön (Figur 3.1), vilket medför att sannolikheten för detektion också är relativt låg både vinter och sommar, se Figur 3.2 och Figur 3.3.



Figur 3.2. Karta över viktiga områden för tumlare från Östersjöpopulationen under vinter (blårandig markering) och vår (gulrandig markering) (Carlström & Carlén 2016). Gradienten visar modellerad sannolikhet för detektion av tumlare som medel för månaderna november–april (SAMBAH 2016). Områden där sannolikhetsdata saknas (ljusblå färg) anger djup större än 80 meter, vilka inte undersöktes i SAMBAH-studien.



Figur 3.3. Karta över viktiga områden för tumlare från Östersjöpopulationen under sommar (rödrandig markering) och höst (orangerandig markering) (Carlström & Carlén 2016). Gradienten visar modellerad sannolikhet för detektion av tumlare som medel för månaderna maj–oktober (SAMBAH 2016). Områden där sannolikhetsdata saknas (ljusblå färg) anger djup större än 80 meter, vilka inte undersöktes i SAMBAH-studien.

Owen m.fl. (2021) jämförde förekomsten av tumlare mellan 2011–2013 och 2017–2020 vid tolv lokaler gemensamma för den nationella miljöövervakningen och SAMBAH-studien, för att undersöka förändringar i populationen mellan de två tidsperioderna. De fann att de dagliga detektionerna hade ökat med 29 procent mellan maj–oktober (som är parningssäsongen) under 2017–2020 i jämförelse med 2011–2013. Detta kan indikera att tumlarna i Östersjön håller på att återhämta sig eller i alla fall att populationsnedgången har avstannat (Owen m.fl. 2021). Det är inte känt vad som kan ha orsakat ökningen i detektioner av tumlare, men en bidragande orsak kan vara den reduktion av fisket som skett de senaste åren. Området som Owen m.fl. (2021) undersökte innefattar Norra Midsjöbanken samt vattnet söder om Öland, ungefär 200 kilometer ifrån parkområdet för vindpark Ran. Detta avstånd är för stort för att det ska vara möjligt att dra några slutsatser angående en eventuell ökning av detektioner inom parkområdet.

Tumlarpopulationen i Östersjön utsätts idag för flera olika hot där bifångster i fisket och miljöföroreningar anses vara de allvarligaste hoten (HELCOM 2013, Hammond m.fl. 2008, ICES 2015, ICES 2016). Andra hot är habitatförstörelse, habitatförluster, undervattensbuller, marint skräp så som tappade fiskeredskap, minskad tillgång på byten och sämre kvalitet med avseende på energiinnehåll hos byten.

Det finns inga pålitliga eller aktuella skattningar av tumlarbifångster i Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Bifångsten av tumlare sker främst i garnfisket och bifångstfrekvensen ökar med ökad maskstorlek på fiskenätet (Northridge m.fl. 2016, Palka m.fl. 2008). I Östersjön har fiskeansträngningen från svenskt fiske minskat med åren. Fiskeansträngningen med finmaskiga garn har minskat kraftigt, medan fiskeansträngningen med stormaskiga garn har varit relativt konstant mellan åren 2001 och 2015 (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Enligt en ytterligare studie minskade garnfisket med 45 procent över hela Östersjön mellan 2009 och 2018 (ICES 2020). Den reducerade fiskeansträngningen i Östersjön kan möjligtvis ha lett till en minskad bifångst av tumlare (Owen m.fl. 2021).

I Östersjön är tumlare utsatta för mycket höga nivåer av miljöföroreningar, främst bioackumuleras lipofila (fettlösliga) ämnen så som polyklorerade bifenylter (PCB:er), diklordifenyltrikloretan (DDT), samt andra organiska föreningar och tungmetaller (Bruhn m.fl. 1999, Berggren m.fl. 1999). Dessa har visat sig påverka fertiliteten hos tumlare och det är beräknat att Östersjöpopulationen utsätts för upp till 254 procent högre medelvärden av PCB:er än populationerna i Kattegatt och Skagerrak (Bruhn m.fl. 1999, Berggren m.fl. 1999). På senare år har dock nivåerna av de tidigare nämnda miljöföroreningarna sjunkit i Östersjön (Viklund 2019, Sveriges vattenmiljö 2023). Däremot ökar nivåerna av flera andra kemikalier, exempelvis bensener, polycykliska aromatiska kolväten och CEC:er (Contaminants of Emerging Concern), som också är hälsofarliga men vars konsekvenser i dagsläget inte är helt kända (Östersjöcentrum 2023).

Ökade ljudnivåer på grund av anläggningsaktiviteter till havs och andra ljudalstrande aktiviteter kan också påverka tumlare i Östersjön. Denna typ av påverkan har ökat i takt med att vi människor exploaterar fler och fler områden. Utvecklingen av skyddsåtgärder för att minska påverkan av de ökade ljudnivåerna har också avancerat mycket under de senaste åren (Duarte m.fl. 2021).

Tumlaren omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv (92/43/EEG) i bilaga 2 och 4, med målet att en gynnsam bevarandestatus ska uppnås och bevarandeområden ska upprättas. I Sverige har art- och habitatdirektivet implementerats i svensk lag genom både artskyddsförordningen (2007:845) och förordning (1998:1252) om områdeskydd enligt miljöbalken m.m. I Artdatabankens nationella rödlista (SLU Artdatabanken 2020) är tumlaren som art klassad som livskraftig (LC) medan den genetiskt distinkta Östersjöpopulationen av tumlare är klassad som akut hotad (CR). Enligt Sveriges senaste rapportering till art- och habitatdirektivet 2019 bedömdes bevarandestatusen för Östersjöpopulationen som dålig. Tumlare skyddas även av Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS), en regional överenskommelse som lyder under Bonnkonventionen och HELCOM. ASCOBANS-överenskommelsen anger att medlemsstaterna är skyldiga att *”Arbeta mot effektiv förvaltning som minskar påverkan på tumlare av aktiviteter som allvarligt påverkar deras födoresurser, och förhindra andra signifikanta störningar, framför allt av akustisk karaktär”* (ASCOBANS 2012). Medlemsstaterna har också ålagts att skriva under Jastarniaplanen (ASCOBANS 2002) som framhäver utsattheten hos Östersjötumlare där målet är att återskapa en livskraftig tumlarpopulation i Östersjön genom att minska bifångsterna i yrkesfisket.

3.2 Tumlarens ekologi

Tumlare är en toppkonsument och har en viktig roll i ekosystemet. Den blir cirka 1,5–1,9 meter lång med en vikt på mellan 50 och 80 kg. Eftersom tumlaren är en liten val som tillhör de jämnvarma däggdjuren och lever i kalla tempererade vatten har den hög energiomsättning (Koopman 1998, Lockyer & Kinze 2003, Lockyer 2007). På

grund av det höga energibehovet behöver tumlare i princip jaga konstant (Wisniewska m.fl. 2016, Kyhn m.fl. 2018). Studier av maginnehåll visar att tumlare äter många olika fiskarter, men strömming (*Clupea harengus*) och torsk (*Gadus morhua*) dominerar kosten. Andra vanligt förekommande arter är skarpsill (*Sprattus sprattus*), smörbult (*Gobidae* spp.) och övriga torskfiskar (*Gadidae* sp.) (Andreasen m.fl. 2017, Börjesson m.fl. 2003, Sveegaard m.fl. 2012a). Flera studier har visat att tätheten av tumlare är kopplad till produktiva områden och den lokala förekomsten av bytesdjur (Embling m.fl. 2010, Gilles m.fl. 2011, Sveegaard m.fl. 2012b, Stalder m.fl. 2020).

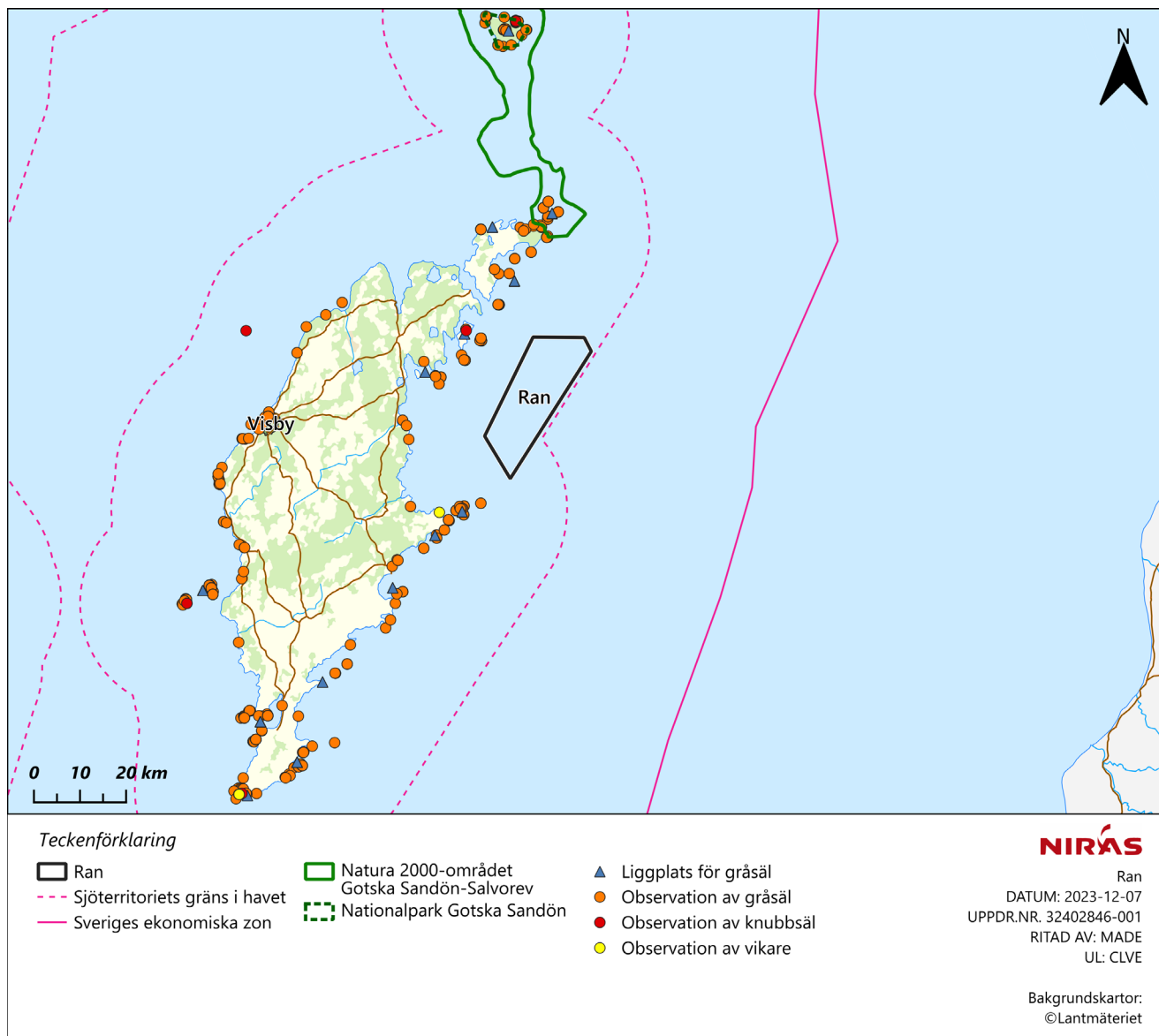
Tumlare lever vanligen ensamma eller i små grupper som kan bestå av några honor och deras kalvar eller en liten grupp hanar. Tumlare kan bli uppemot 15–20 år gamla, men medellivslängden är omkring tolv år. De blir könsmogna mellan tre och fem års ålder. Detta gör att de har få tillfällen att reproducera sig under sin livstid. De reproducerar sig huvudsakligen säsongvis och honorna antas återvända till platsen där de föddes för att föda sina kalvar, ge di och para sig. Sammantaget gör detta att tumlare har en låg maximal tillväxthastighet på cirka 4–9 procent per år (Barlow & Boveng 1991, Woodley & Read 1991, Caswell m.fl. 1998, Lockyer & Kinze 2003). För Östersjöpopulationen beräknas den maximala tillväxthastigheten till 2,3 procent per år vid antagande om frånvaro av bifångster och påverkan från reproduktionshämmande miljögifter (Cervin m.fl. 2020). Den låga tillväxthastigheten gör att tumlare som art är känsliga för påverkan speciellt under perioden då de föder sina kalvar och parar sig. Diande kalvar är särskilt utsatta då honorna är extra känsliga för störning under denna period och en separation, särskilt under den första tiden, kan få stora konsekvenser för kalvens överlevnad.

Hörseln är ett viktigt sinne för tumlare eftersom de använder sig av ljud för att kommunicera, navigera och jaga, precis som övriga tandvalar. Tumlare använder sig av ekolokalisering där de producerar högfrekventa ljud och lyssnar efter reflekterande ekon för att få en uppfattning om sin omgivning (Miller 2010, Wisniewska m.fl. 2016, Villadsgaard m.fl. 2007). Detta gör att tumlare kan navigera och jaga utan att vara beroende av ljus (Møhl & Andersen 1973, Akamatsu m.fl. 2005, Wisniewska m.fl. 2016). Flertalet studier har visat att tumlare generellt sett har bra hörsel och kan höra ljud över ett brett frekvensspektrum (Andersen 1970, Kastelein m.fl. 2002, Kastelein m.fl. 2010), men de hör inte lika bra vid alla frekvenser. Tumlarens hörsel är god inom frekvensområdet 16–140 kHz och allra bäst mellan 100 och 140 kHz, där hörseltröskeln ligger kring 33 dB re 1 µPa (Kastelein m.fl. 2002). Detta sammanfaller med frekvensspannet med högst energi i tumlares ekolokalisering (120–130 kHz) (Møhl & Andersen, 1973).

Eftersom hörseln är ett viktigt sinne för tumlaren kan de påverkas av förhöjda nivåer av både impulsivt undervattensljud från till exempel pålning samt kontinuerligt undervattensljud från till exempel båttrafik och fasta installationer. Beroende på ljudkällan kan ljud färdas långt och snabbt i vatten, cirka fyra gånger fortare än i luft, eftersom vatten har högre densitet än luft. Hur ljudkällan påverkar tumlare beror på ljudets frekvensspann, intensitet, varaktighet och mottagarens hörselomfång. Ljudets akustiska energi försvagas när ljudet färdas genom vatten, vilket medför att påverkan också är starkt korrelerad till tumlarens närhet till ljudkällan.

3.3 Säl i Östersjön

Det finns tre arter av säl i Östersjön: gråsäl (*Halichoerus grypus*), knubbsäl (*Phoca vitulina*) och vikare (*Pusa hispida*). Alla tre arterna var nära utrotning under 1970-talet som ett resultat av intensiv säljakt kombinerat med PCB- och DDT-föroreningar som störde sälhonnas reproduktionsförmåga. Säljakt och användning av PCB och DDT förbjöds under 1980-talet, och sedan dess har sälpopulationerna sakta vuxit till sig. Även om populationsstorlekarna är långt ifrån vad de uppskattas ha varit vid början på 1900-talet tros populationerna på vissa platser vara nära ekosystemets bärförmåga (HELCOM 2018a, 2023a). Alla tre arterna är skyddade genom EU:s art- och habitatdirektiv i bilaga 2 och 5 samt den svenska artskyddsförordningen. Framför allt gråsäl kan förekomma i och omkring parkområdet, men enstaka individer av knubbsäl och vikare kan också sporadiskt befinna sig i området (Figur 3.4). (HELCOM 2023d, HELCOM 2023e, SLU Artdatabanken 2023a, SLU Artdatabanken 2023b, SLU Artdatabanken 2023c).



Figur 3.4. Observationer av gråsäl (orange markering), knubbsäl (röd markering) och vikare (gul markering) (SLU Artdatabanken 2023a, 2023b, 2023c) samt kända liggplatser för gråsäl (blå markering) (HELCOM 2023b) kring Ran. Natura 2000-området Gotska Sandön-Salvorev och nationalparken Gotska Sandön, där gråsäl är en utpekad art, är markerade med gröna linjer.

3.3.1 Gråsäl

Gråsäl är den vanligast förekommande sälarten i hela Östersjön. Det anses troligt att det idag finns över 60 000 individer (HELCOM 2023a) och populationen är bedömd som livskraftig (LC) enligt den svenska rödlistan (SLU Artdatabanken 2020). Gråsäl kan röra sig över stora områden i Östersjön, vilket påvisas i en studie av Dietz m.fl. (2003). I studien observerades en satellitsändarmärkt gråsälshona simma från Danmark till Estland (ungefär 820 kilometer) på endast 15 dagar (Dietz m.fl. 2003). Dokumenterade landbelägna liggplatser där gråsäl byter päls finns både på Öland och Gotland. De områden som ligger närmst vindpark Ran är belägna längs Gotlands östkust, cirka 13 kilometer från parkområdet, se Figur 3.4. Gråsäl är en utpekad art i Natura 2000-området Gotska Sandön-Salvorev som ligger drygt 20 kilometer norr om vindpark Ran och nationalpark Gotska Sandön som ligger drygt 60 kilometer nordväst om vindpark Ran (Figur 3.4).

3.3.2 Knubbsäl

Knubbsälen är indelad i två subpopulationer i Östersjön: sydvästra Östersjön och södra Kalmarsund. Kalmarsundspopulationen är geografiskt och genetiskt skild från övriga populationer och det är individer från den populationen som möjligen kan förekomma inom parkområdet för Ran. Denna subpopulation beräknas bestå av knappt 3 000 individer (HELCOM 2023c) och är listad som sårbar (VU) enligt den svenska rödlistan (SLU Artdatabanken 2020). Baserat på inventeringsdata mellan åren 2003 och 2021 har Kalmarsundspopulation ökat årligen med 9,9 procent (HELCOM 2023c). Närmaste kända liggplatser för knubbsäl finns längs Ölands östkust (HELCOM 2023d). Enstaka observationer av knubbsäl har gjorts på Gotland, se Figur 3.4 (SLU Artdatabanken 2023b). Eftersom arten är relativt stationär och oftast inte rör sig stora sträckor från liggplatserna bedöms sannolikheten för förekomst inom parkområdet vara liten.

3.3.3 Vikare

Den egna underarten av vikare som finns i Östersjön, östersjövikaren (*Pusa hispida botnica*), består av tre delpopulationer som förekommer i Bottenviken, Finska viken och Rigabukten inklusive Estlands kustvatten. Enstaka individer från den sistnämnda delpopulationen kan under den isfria perioden förekomma i och omkring parkområdet, se Figur 3.4 (HELCOM 2023e, SLU Artdatabanken 2023c). Populationstrenden för vikare skiljer sig åt mellan delpopulationerna. I Bottenviken växer populationen långsamt och uppskattas till omkring 20 000 individer. Varken i Finska viken eller i Rigabukten och Estlands kustvatten har någon positiv populationstrend observerats och populationen i Finska viken uppskattas till endast ungefär 100 individer. Populationen i Rigabukten och Estlands kustvatten uppskattas bestå av ungefär 1500 individer (HELCOM 2023f). En minskad isperiod på grund av klimatförändringar utgör ett stort hot mot vikaren eftersom arten är beroende av ett stabilt istäcke för att föda sina kutar. Vikare är klassad som livskraftig (LC) på den svenska rödlistan (SLU Artdatabanken 2020), men som sårbar (VU) på HELCOM:s rödlista (HELCOM 2013).

3.4 Sälarnas ekologi

Säl är toppkonsumenter i Östersjön. De anses allmänt vara generalister, vilket innebär att de äter de arter som finns tillgängliga. Därför skiljer sig dieten åt mellan olika tider på året och mellan geografiska områden.

3.4.1 Gråsäl

Gråsäl är den största sälen i Östersjön och kan här uppnå en kroppslängd på 1,6–2,3 meter och en vikt på 100–310 kg. Hanarna blir betydligt större än honorna. Honorna föder sina kutar i månadskiftet februari–mars. Om det råder goda isförhållanden kan kutarna födas på havsisen, men annars föds de på land. Kutarna diar i ungefär tre veckor. I slutet på digivningsperioden parar sig sälhonorna på nytt och lämnar sedan kutarna för att låta dem lära sig söka föda på egen hand (SLU Artdatabanken 2023a). Gråsälens diet varierar beroende på vilket område den lever i – kring exempelvis Gotland tycks födan till största del bestå av strömming, skarpsill och torsk (Hjorth Scharff-Olsen m.fl. 2019). En gråsäl beräknas äta omkring 2–3 procent av sin kroppsvikt i fisk om dagen. Det har även förekommit att gråsäl har dödat både knubbsäl (Westphal m.fl. 2023) och tumlare (Leopold m.fl. 2015, Westphal m.fl. 2023).

3.4.2 Knubbsäl

Knubbsälen uppnår en kroppslängd på 1,45–1,85 meter och väger normalt mellan 65 och 100 kg, men vissa större hanar kan väga ända upp mot 170 kg. Honorna föder vanligtvis en kut i juni månad. Kuten diar i tre–fyra veckor och ger sig sedan av för att lära sig födosöka på egen hand. I slutet av digivningsperioden parar sig de vuxna djuren. Pälsbytet sker i slutet av juli till slutet av augusti och under denna tid samlas sälarna i stora flockar på land. De är då beroende av bra liggplatser för att behålla kroppstemperaturen (SLU Artdatabanken 2023b). Hittills har endast en studie undersökt dieten hos knubbsäl från Kalmarsundspopulationen. Studien fann att majoriteten av födan utgörs av ål, följt av ungefär lika delar skrubbskädda, sik och torsk samt en mindre andel piggar (Hjorth Scharff-Olsen m.fl. 2019). Knubbsälens föda varierar mycket mellan olika områden, men enligt Hjorth Scharff-

Olsen m.fl. (2019) tycks bottenlevande fiskarter föredras. Knubbsälar har beräknats äta någonstans mellan 3–9,6 procent av sin kroppsvikt i fisk per dag (Härkönen 1977; Markussen m.fl. 1990; Olesiuk 1993; Vernerback 2018).

3.4.3 Vikare

Vikaren är Östersjöns minsta sälart med en kroppslängd på 1–1,75 meter och en vikt på 32–140 kg, där hanarna blir större än honorna. Vikare är beroende av stabil havsis för att föda upp sina ungar, eftersom honorna bygger en grotta av snö och is vari de föder en kut under februari–mars. Kutens vita och ulliga kutpäls fungerar bra som isolering i luft, men sämre i vatten. På grund av detta behöver kuten ligga kvar i snö- och isgrottan under hela digivningsperioden, som varar 3–8 veckor. Efter digivningen faller kuten pälsen och börjar leva ensam i vattnet. De vuxna djuren parar sig under slutet av mars till slutet av april och vid månadskiftet april–maj sker pälsbytet (SLU Artdatabanken 2023c). Vikarens diet har enligt tidigare studier bestått till stor del av skorv, men verkar ha skiftat till att bestå mestadels av fisk (Hjorth Scharff-Olsen m.fl. 2019). I Bottenviken består vikarens föda till 74 procent av storspigg, 14 procent strömming och 12 procent övriga arter (Hjorth Scharff-Olsen m.fl. 2019). Hur väl detta representerar dieten hos övriga delpopulationer är inte klarlagt, eftersom vikarna anses vara generalister och opportunistiska jägare som äter de vanligast förekommande bytesdjuren i området de befinner sig i (Hjorth Scharff-Olsen m.fl. 2019). Vikare har beräknats äta omkring 4,9 procent av sin kroppsvikt i föda per dag (Ryg & Øritsland 1991).

3.5 Resultat fältundersökningar

3.5.1 Tumlardetektorer

Närvaro av tumlare har studerats med hjälp av tumlardetektorer i parkområdet från den 4 juni 2023 till och med den 5 december 2023. Insamlingen av data har fortsatt även efter den 5 december 2023. Resultaten visar att under sex månaders undersökning har det gjorts en detektion av tumlare (Tabell 3.1). Det rör sig om en dag med 2 DPM vid station PV_28 i juli 2023. Inga detektioner har hittills gjorts vid någon av de tre andra stationerna (Tabell 3.1). För de enskilda stationernas placering se Figur 2.2.

Tabell 3.1. Summan av antalet registrerade detektionspositiva minuter per månad och station under hela den egna studiens tidsperiod. Blå fält markerar månader med detektioner, vita fält månader med noll detektioner. Ljusgrå fält markerar månader utan data på grund av förlorad detektor eller batterier som tagit slut i förtid.

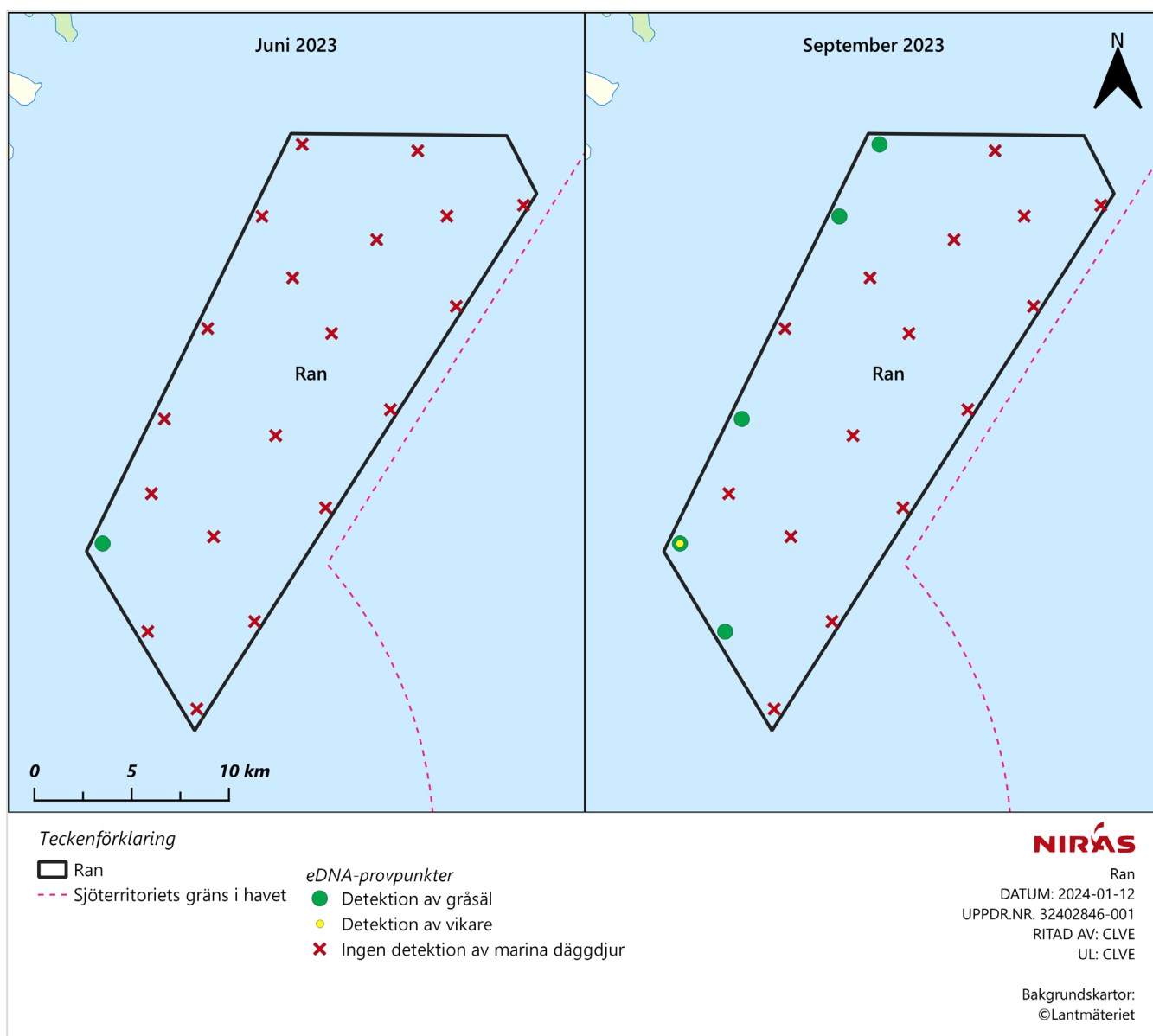
DPM	PV_10	PV_24	PV_28	PV_40
2023				
jun	0	0	0	0
jul	0	0	2	0
aug	0	0	0	0
sep	0	0		0
okt	0	0		0
nov	0	0		0
dec	0	0		0
Totalsumma	0	0	2	0

3.5.2 eDNA

Analysen av NIRAS eDNA-provtagningar från juni 2023 gav en svag träff på gråsäl vid en av 20 stationer (Figur 3.5. till vänster). Analysen av provtagningen från september 2023 gav träff på gråsäl vid fem av 20 stationer och en svag träff på vikare vid en station (Figur 3.5. till höger). Inga andra marina däggdjur detekterades. Observera att eDNA i vattenmassan är relativt kortlivat (uppskattningsvis cirka 2–10 dagar beroende på miljöförhållanden),

varför analyserna ger en bild av artförekomsten vid och strax före själva provtagningen (Harrison m.fl. 2019). Detta gör att detektionerna av marina däggdjur eller fisk vid eDNA-provtagningarna härstammar från individer som befunnit sig i området någon gång inom en tidsperiod på upp till cirka 10 dagar före varje provtagningstillfälle.

Ett flertal fiskarter detekterades i eDNA-provtagningen där proportioner av detekterade sekvenser inom varje prov visade på en klar dominans av skarpsill, strömming och storspigg vid båda provtagningstillfällena. Dessa fiskarter ingår i både tumlares och sälars dieter (Börjesson m.fl. 2003, Sveegaard m.fl. 2012a, Andreasen m.fl. 2017, Hjorth Scharff-Olsen m.fl. 2019).



Figur 3.5. eDNA-stationer provtagna under juni (till vänster) respektive september (till höger) 2023. Grön prick markerar stationer där detektion av gråsäl gjordes. Gul prick markerar stationen där detektion av vikare gjordes.

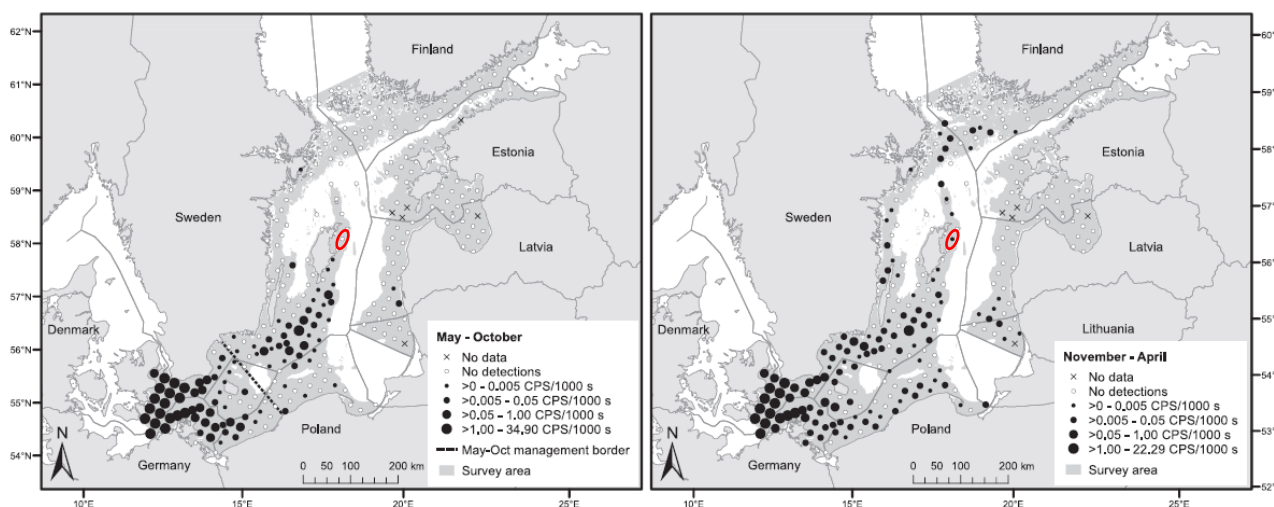
3.6 Betydelsen av parkområdet för tumlare

Utbredningen av tumlare har i flera studier kopplats samman med produktiva områden (Embling m.fl. 2010, Gilles m.fl. 2011, Sveegaard m.fl. 2012b) med goda förekomster av tumlarnas föredragna bytesfiskar (Gilles m.fl. 2016,

Johnston m.fl. 2005, Sveegaard m.fl. 2012a). Det är främst kustnära områden och utsjöbankar som räknas till de produktiva områdena, där syreförhållandena vid botten är goda och det är tillräckligt grunt för att ljus ska nå ner till botten så att fler växter kan växa där.

Enligt SAMBAH-studien är sannolikheten för detektion av östersjötumlare under sommarhalvåret som högst i området kring Hoburgs bank och Midsjöbankarna (SAMBAH 2016). Området består av flera närliggande större utsjöbankar med ett minsta djup på mindre än 20 meter. Under vinterhalvåret är tumlare mer utspridda. Sannolikheten för detektion är fortfarande som högst kring Hoburgs bank och Midsjöbankarna, men den är även högre längs med Sveriges östkust jämfört med under sommarhalvåret.

I SAMBAH-studien uppskattades tätheten av tumlare som väldigt låg, 0–0,0001 individer per kvadratkilometer, inom parkområdet för vindpark Ran (Figur 3.1). Sannolikheten för detektion av tumlare uppskattades till 2–17 procent under vinterhalvåret (Figur 3.2) och 0–7 procent under sommarhalvåret (Figur 3.3) (SAMBAH 2016). En av tumlardetektorerna i SAMBAH-studien var placerad inom parkområdet. Under den två år långa studieperioden detekterade den detektionsklick endast under februari månad i omfattningen 0–0,005 klickpositiva sekunder per 1000 sekunder av undersökningsansträngning (CPS/1000 s), se Figur 3.6 (Amundin m.fl. 2022). I den egna undersökningen har detektion av tumlare gjorts vid en dag med totalt två detektionspositiva minuter under den sex månader långa dataperioden. Perioden med data från den egna undersökningen är än så länge för kort för att kunna dra några fullständiga slutsatser om förekomst. Resultaten indikerar dock att tumlare sporadiskt kan befinna sig inom parkområdet under en kort tidsperiod, men att detta är sällsynt. Dessa resultat ligger även i linje med de förväntade resultaten utifrån SAMBAH-studien. Undersökningar pågår alltjämt vid tidpunkten för denna rapport framtagande.



Figur 3.6. Medeldetektionsgraden av tumlare i Östersjön (CPS/1000 s) under maj–oktober (till vänster) och november–april (till höger). Skuggningen visar studiens undersökningsområde. Den röda markeringen visar det ungefärliga parkområdet för Ran, inom vilket en av detektorerna var placerad. Den streckade linjen i vänstra kartan visar förvaltningsgränsen för Östersjöpopulationen under sommaren (Sveegaard m.fl. 2015). Reviderad från Amundin m.fl. (2022).

Förutom insamling av data med tumlardetektorer och eDNA har det även genomförts provfiske (Bilaga B.6 Fisk i Östersjön och havsbaserad vindkraft) och syremätningar inom området (Bilaga B.5 Bottenmiljön och havsbaserad vindkraft i Egentliga Östersjön). Syremätningar från juni månad visar på relativt goda syreförhållanden på botten inom hela parkområdet, men syremätningar från september visar bristfälliga syreförhållanden vid de djupaste delarna av parkområdet (Bilaga B.5). En station visade syrebrist (<2 ml/l) på 62 meters djup och tre stationer visade på syrefritt bottenvatten (0 ml/l) på 73 – 81 meters djup. Resultaten tyder på att det i största delen av

parkområdet råder goda syreförhållanden vid botten, men att det periodvis kan råda syrefattiga eller syrefria förhållanden i de djupaste delarna av parkområdet. Låg syrehalt i bottenvattnet leder generellt till artfattiga bottenar med en låg biologisk mångfald, något som inte anses vara lämpliga födosöksområden för tumlare. De vanligaste arterna som fångades i de utförda provfiskena var hornsimpa, tånglake och strömming i juni, och strömming, torsk och hornsimpa i september (Bilaga B.6). Av dessa utgör strömming och torsk viktiga arter i tumlarens diet (Andreasen m.fl. 2017).

Inom delar av parkområdet för vindpark Ran samt norr och söder om parkområdet bedrivs ett relativt intensivt yrkesfiske efter strömming och skarpsill (Bilaga B.12 *Vindpark Ran. Yrkesfiske i Östra Gotlandshavet*), vilka utgör viktiga bytesarter för tumlaren. Dessa är pelagiska arter vars stim förflyttar sig över stora havsområden i jakt på föda och för att leka. Därför kan det periodvis finnas god tillgång på föda för tumlare inom parkområdet. Beståndsuppskattningar av strömming i Egentliga Östersjön tyder på att beståndet har minskat kontinuerligt sedan 1980-talet med fåtal trendbrott av goda årsklasser. Under 1990-talet minskade medelvikten på den skarpsill som fångades och har sedan dess varit lägre än hos de skarpsillar som fångades innan 1990-talet (Bilaga B.12). Mindre storlek på fiskarna kan innebära att tumlare behöver jaga mer för att få i sig tillräckligt med föda.

I videoundersökningar av bottenmiljön inom vindpark Ran har ingen växtlighet noterats (Bilaga B.5). De naturvärden som finns är främst kopplade till ett fåtal blåmusselbankar i parkområdets västra delar med grundare djup. Vindpark Ran bedöms därför inte utgöra något särskilt produktivt område och inget tyder på att parkområdet är mer intressant som födosökslokal än omgivande vatten.

Sammanfattningsvis kan tumlare sporadiskt befinna sig inom parkområdet under en kort tidsperiod. Data både från SAMBAH-studien (SAMBAH 2016) och den egna undersökningen indikerar dock att detta är sällsynt, men data från en längre studieperiod kan ge mer tillförlitliga slutsatser. Parkområdet bedöms inte vara mer viktigt som födosöksområde än omgivande vatten.

3.7 Betydelsen av parkområdet för säl

De närmaste kända liggplatserna för knobbsäl finns längs Ölands östkust på drygt 170 kilometer avstånd från parkområdet. Knobbsäl i Östersjön är stationära relativt andra sälarter och de flesta individer tycks hålla sig inom cirka 50 kilometer från sina liggplatser (HELCOM 2018b). Enstaka observationer av knobbsäl har gjorts vid Gotlands östkust, se Figur 3.4 (SLU Artdatabanken 2023b). Vikare kan under den isfria perioden röra sig långa sträckor (HELCOM 2018b) och ett fåtal observationer även av vikare har gjorts vid Gotlands östkust, se Figur 3.4 (SLU Artdatabanken 2023c). Det finns inget som tyder på en regelbunden närvaro av knobbsäl eller vikare vid området för den planerade vindparken och parkområdet bedöms inte vara ett viktigt område för dessa arter.

Det finns flera kända liggplatser för gråsäl längs med Gotlands östkust (Figur 3.4), varav den närmaste ligger ungefär 13 kilometer från parkområdet för vindpark Ran. Gråsäl kan också simma långa sträckor under sina födosöksturer (HELCOM 2018b). Förekomst av gråsäl vid Rans parkområde har även bekräftats genom eDNA-undersökningar (se avsnitt 3.5.2). Arten detekterades vid en av 20 provtagningsstationer i juni 2023 och fem av 20 stationer i september 2023. En svag detektion av vikare gjordes vid en station i septemberprovtagningen. Samtliga stationer med detektioner ligger längs med parkområdets västra och sydvästra gräns (Figur 3.5.), vilket överensstämmer med bottenundersökningarna som visar att områdets naturvärden främst är kopplade till ett fåtal blåmusselbankar i parkområdets västra delar där djupet är grundare (Bilaga B.5).

Sammanfattningsvis kan främst arten gråsäl befinna sig inom eller i närheten av parkområdet i samband med till exempel födosök, men parkområdet bedöms inte utgöra ett mer viktigt område för säl än omgivande vatten.

4. Påverkan

I detta avsnitt beskrivs och bedöms påverkan på marina däggdjur, både inom och utanför parkområdet, under anläggning, drift, och avveckling av vindpark Ran.

4.1 Anläggningsfas

Påverkan på marina däggdjur under anläggningsfasen av vindparker, och därmed även vindpark Ran, kommer främst från olika anläggningsaktiviteter (till exempel pålning av fundament) och fartygstrafik som kan generera förhöjda undervattensljudnivåer (Bergström m.fl. 2022). Pålning antas ha den största effekten på marina däggdjur eftersom ljudet kan orsaka undvikandebeteende och hörselnedsättning om inte skyddsåtgärder används (Bergström m.fl. 2022). Studier har visat att marina däggdjur undviker områden med förhöjda ljudnivåer och att de återvänder till området när störningskällan upphör. Ljuden medför därmed en undanträngning och en tillfällig habitatförlust då ljudnivåerna överskrider tröskelvärdet för undvikandebeteende. Sedimentspridning, till följd av anläggning av fundament eller vid installation av kablar, kan potentiellt sett också tillfälligt påverka marina däggdjurs förmåga att hitta föda och/eller minska födoresurserna i området.

4.1.1 Undervattensljud

Under anläggningsfasen är det flera moment som alstrar undervattensljud som potentiellt kan påverka marina däggdjur. Förberedande arbeten och undersökningar, anläggning av fundament samt den ökade mänskliga närvaron i form av båttrafik är de faktorer som kan påverka marina däggdjur i och i närheten av vindparksområdet.

4.1.1.1 Påverkan av geofysiska undersökningar

Innan installation av vindparkens fundament och internkablar genomförs geofysiska undersökningar för att få detaljerad information om havsbottens sammansättning. Vissa av undersökningsmetoderna skapar undervattensljud med nivåer som kan ge upphov till undvikandebeteenden samt TTS eller PTS hos marina däggdjur.

Resultaten från modelleringar av dessa undervattensljud kan användas för att definiera vilket avstånd som marina däggdjur måste hålla till undersökningsfartyget vid starten av undersökningen på full effekt för att undvika respektive påverkan summerad i Tabell 4.1 (Bilaga B.3.B). För TTS anges ett spann för påverkansavståndet då det överstiger 100 meter där minimiavståndet representerar djur bakom eller vinkelrätt mot fartyget medan maxavståndet representerar djur rakt framför fartyget.

Enligt modelleringen kan tumlare uppvisa undvikandebeteende upp till 2,2 kilometer från undersökningsfartyget, beroende på undersökningsmetod (Tabell 4.1). Konservativt räknat (med lika stor påverkan i en cirkel runt undersökningsfartyget) motsvarar detta en yta på cirka 15,2 kvadratkilometer där habitatförlust kan ske konstant omkring fartyget under undersökningstiden. Tumlare förväntas kunna återvända till området inom några timmar efter fartyget har passerat och ljudnivåerna minskat. Samma område kan påverkas flera gånger när fartyget rör sig fram och tillbaka genom undersökningsområdet.

Tabell 4.1. Avstånd till tröskelvärden för påverkan för tumlare och säl för de olika geofysiska undersökningarna, uppdelat per metod. Tröskelvärdena finns i Tabell 2.3. Avståndet för PTS och TTS visar vid vilket avstånd, i meter, från undersökningsfartyget som en individ minst måste vara vid start av utrustningen för att undvika den angivna påverkan. Resultaten representerar mars månad för olika positioner inom undersökningsområdet, vilket anses vara "worst case" för ljudspridningen. Modelleringen är gjord utan föreslagna skyddsåtgärder så som mjuk uppstart och ramp up (Bilaga B.3.B). Tröskelvärdena är VHF-viktade för tumlare och PCW-viktade för säl. För positionernas placering se Bilaga B.3.B).

Position	Avstånd till tröskelvärden för påverkan (m)				
	PTS		TTS		Undvikandebeteende
	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	Tumlare (VHF)
Innomar Medium 100; Icke-impulsivt ljud					
1	< 100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.45 km
2	< 100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.6 km
3	< 100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.5 km
GeoSource 200-400 Sparker; Impulsivt ljud					
1	< 100 m	< 100 m	190 – 700 m	< 100 m	1.75 km
2	< 100 m	< 100 m	225 – 875 m	< 100 m	2.2 km
3	< 100 m	< 100 m	250 – 775 m	< 100 m	1.85 km
Airgun 60 cu. Inch.; Impulsivt ljud					
1	< 100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	550 m
2	< 100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	550 m
3	< 100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	575 m
Innomar + Sparker + Airgun samtidigt; Icke-impulsivt ljud					
1	< 100 m	< 100 m	250 – 725 m	< 100 m	1.8 km
2	< 100 m	< 100 m	225 – 800 m	< 100 m	2.2 km
3	< 100 m	< 100 m	275 – 850 m	< 100 m	1.85 km

Modelleringen visar att tumlare och säl som befinner sig inom 100 meter från undersökningsfartyget kan riskera att utveckla PTS om utrustningen skulle köras med full effekt utan mjuk uppstart. Motsvarande avstånd för TTS är upp till 875 meter för tumlare och <100 meter för säl (Tabell 4.1). Dessa avstånd gäller dock vid ett scenario där utrustningen startas med full effekt utan mjuk uppstart. Riskerna för PTS och TTS reduceras markant genom skyddsåtgärder där en anpassad uppstartsprocedur, en mjuk uppstart/ramp up, ger djuren tid att simma iväg innan utrustningen körs på full effekt. En mjuk uppstart på 20 minuter skulle ge tumlare och säl som simmar 1,5 meter per sekund möjligheten att komma 1,8 kilometer bort innan utrustningen kör på full effekt. Risken för TTS och PTS bedöms därför vara minimal både för tumlare och säl när mjuk uppstart och ramp up tillämpas.

Tumlare är känsliga för impulsiva undervattensljud från geofysiska undersökningar och deras känslighet för hörselnedsättning så som PTS och TTS bedöms som hög. Då mjuk uppstart och ramp up tillämpas bedöms det som osannolikt att tumlare skulle utsättas för ljudnivåer som skulle orsaka PTS eller TTS. Risken för PTS och TTS bedöms därför vara försumbar. Vid användning av mjuk uppstart och ramp up bedöms tumlarnas känslighet för påverkan från de geofysiska undersökningarna som måttlig. Den geografiska utbredningen av påverkan är liten och tillfällig. Undersökningsområdet bedöms inte heller utgöra något område av särskild vikt för tumlare eller vara ett område där tumlare vistas regelbundet. Påverkans storlek och effekt bedöms därmed som liten negativ. De geofysiska undersökningarna bedöms få små konsekvenser för tumlare och inte påverka populationen vare sig på kort eller lång sikt (Tabell 4.2).

Säl bedöms vara mindre känsliga för undervattensljud än tumlare (Tougaard m.fl. 2022). Ingen ljudpåverkan från undersökningarna kommer att nå sälarnas liggplatser. När mjuk uppstart och ramp up tillämpas bedöms

deras känslighet för påverkan från de geofysiska undersökningarna som liten. Parkområdet bedöms inte utgöra ett viktigt födosöksområde för sälar. Påverkans geografiska utbredning är liten och tillfällig. Därför bedöms påverkans storlek och omfattning på sälar vara obetydlig. De geofysiska undersökningarna bedöms få försumbara konsekvenser för sälar och inte påverka populationerna vare sig på kort eller lång sikt (Tabell 4.2).

Tabell 4.2. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av geofysiska undersökningar i vindpark Ran under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Geofysiska undersökningar	Tumlare	Måttlig	Liten negativ	Små konsekvenser
	Säl	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser

4.1.1.2 Påverkan av geotekniska undersökningar

Inför installation av fundament, kablar och rörledning behöver även geotekniska undersökningar av havsbotten genomföras. För att utvärdera påverkan av geotekniska undersökningar på marina däggdjur analyserades tillgängliga empiriska data på ljudemission från fyra källor (borrning, vibrocorer och fartygets dynamiska positioneringssystem (DP)) (Bilaga B.3.C). I Tabell 4.3 presenteras huvudfrekvenserna av undervattensljud genererade av dessa fyra källor, samt dess källstyrkor för tumlare (VHF viktade) och säl (PCW viktade). I Tabell 4.4 summeras påverkansavstånden till tröskelvärden för PTS och TTS för marina däggdjur av undervattensljud genererade av geotekniska undersökningar.

Även CPT-undersökningar (Core Penetration Test) kan komma att utföras. Det saknas för närvarande mätningar av undervattensljud från dessa undersökningar. Baserat på kunskapen om utrustningen förväntas undervattensljuden inte överstiga några tröskelvärden annat än i den omedelbara närheten av utrustningen där inga marina däggdjur förväntas befinna sig. CPT-undersökningarna förväntas inte ge upphov till någon påverkan. Bedömningen grundar sig på information från utrustningstillverkaren och utgör därför en kvalificerad uppskattning av påverkan (Bilaga B.3.C).

Tabell 4.3. Huvudfrekvenser av undervattensljud genererade av fyra källor under geotekniska undersökningar, samt dess källstyrka för tumlare (VHF viktade) och säl (PCW viktade) (Erbe & McPherson 2017, Reiser m.fl. 2011). För närvarande saknas mätningar av undervattensljud från CPT-undersökningar.

Ljudkälla	Huvudfrekvens	Källstyrka för tumlare @ 1 m (SEL _{cum24h} (VHF))	Källstyrka för säl @ 1 m (SEL _{cum24h} (PCW))
Borrning	30 Hz–2 kHz	160–165 dB re.1 µPa	170–175 dB re.1 µPa
Vibrocorer	30 Hz–30 kHz	166 dB re. 1µPa	180 dB re.1 µPa
Fartygets DP	8 Hz–3 kHz	184 dB re. 1µPa	194 dB re.1 µPa

Tabell 4.4. Beräknade påverkansavstånd till tröskelvärden (vid flyktbeteende) för PTS och TTS för undervattensljud från geotekniska undersökningar. Värdena är VHF-viktade för tumlare och PCW-viktade för säl. För närvarande saknas mätningar av undervattensljud från CPT-undersökningar.

Ljudkälla	Avstånd till tröskelvärden för påverkansavstånd			
	PTS		TTS	
	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)
Borring	< 1 m	< 1 m	< 1 m	< 1 m
Vibrocorer	< 10 m	< 1 m	175 m	< 10 m
Fartygets DP	< 1 m	< 1 m	< 10 m	< 1 m

Beräknade påverkansavstånd för borring ligger på mindre än en meter för både TTS och PTS (med antagande om flyktbeteende) både för tumlare och säl (Tabell 4.4). Ljud som alstras vid borring bedöms osannolikt kunna orsaka hörselskador hos tumlare och säl. Beteendepåverkan hos marina däggdjur vid borring anses vara mindre än det som gäller för ett fartyg i rörelse, således bedöms påverkan som försumbar (Bilaga B.3.C).

För en tumlare som rör sig bort från utrustningen beräknas vibrocorens påverkansavstånd till 175 meter för TTS och mindre än tio meter för PTS (Tabell 4.4). Motsvarande avstånd för säl beräknas vara mindre än tio meter för TTS och mindre än en meter för PTS (Tabell 4.4). Det bedöms som osannolikt att ljudet från vibrocoreundersökningar skulle leda till hörselskador hos både tumlare och säl. Avståndet inom vilket marina däggdjurs beteenden påverkas av ljudet från vibrocorer anses vara mindre än det som gäller för ett fartyg i rörelse och påverkan bedöms därför som försumbar (Bilaga B.3.C).

Fartygets dynamiska positionssystem (DP) förväntas generera ljudnivåer som innebär att påverkansavstånden från ljudkällan för tumlare blir mindre än tio meter för TTS och mindre än en meter för PTS. För säl beräknas avstånden vara mindre än en meter både för TTS och PTS (Tabell 4.4). Det är osannolikt att några tumlare eller säl befinner sig på så kort avstånd från undersökningsfartyget innan start av DP-systemet. Därför bedöms DP-systemet ha försumbar påverkan på sälars och tumlares hörsel. Avstånd för beteendepåverkan från DP-systemet bedöms vara liknande som för ett fartyg i rörelse och påverkan bedöms därför som försumbar.

Tumlares känslighet för undervattensljud från de geotekniska undersökningarna bedöms som måttlig då ljud kan orsaka beteendepåverkan och hörselnedsättning, medan sälars känslighet bedöms som låg. Undervattensljud från geotekniska undersökningar är kontinuerliga och icke-impulsiva med generellt låga frekvenser och begränsade källstyrkor. De tillfälliga och begränsade ljudnivåerna samt korta påverkansavstånden gör att påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig, med försumbara konsekvenser för både tumlare och säl, Tabell 4.5.

Tabell 4.5. Konsekvensbedömning för tumlare och säl av geotekniska undersökningar i vindpark Ran under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Geotekniska undersökningar	Tumlare	Måttlig	Obetydlig	Försumbara konsekvenser
	Säl	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser

4.1.1.3 Påverkan av förberedande arbeten

Innan installationen av vindparken påbörjas kommer detaljerade undersökningar, beskrivna ovan, genomföras för att undersöka havsbotten. Detta för att minimera potentiella risker som till exempel upptäckt av militära lämningar och oexploderad ammunition samt för att lokalisera den optimala platsen för fundamenten. Om man skulle finna oexploderad ammunition är första strategin att undvika att bygga ett fundament på just den platsen, men om det inte skulle vara möjligt måste den oexploderade ammunitionen avlägsnas.

Påträffande av oexploderad ammunition och eventuell sprängning av sådan är att betrakta som specialfall och en projektrisk. För varje eventuell enskild sprängning rekommenderas att en platsspecifik undervattensljudmodellering genomförs på förhand för att kunna bedöma påverkan på tumlare och vilka skyddsåtgärder som behöver vidtas.

4.1.1.4 Påverkan av pålning

Ljud från pålning under anläggningsfasen är den aktivitet som har potential att ha störst påverkan på marina däggdjur vid anläggning av vindparker till havs, eftersom ljudet kan nå nivåer som kan få en allvarlig negativ påverkan på korta avstånd (Madsen m.fl. 2006). Undervattensljud från pålning av fundament kan potentiellt medföra TTS eller PTS, beteendeförändring, samt maskera marina däggdjurs kommunikation och ekolokalisering. Graden av hörselnedsättning beror på intensiteten och varaktigheten av ljudexponeringen. Låga nivåer av TTS kan försvinna på bara några minuter, medan höga nivåer kan fortgå i timmar eller dagar. Vid högre nivåer av ljudexponering kan hörseln inte återhämta sig och orsakar då PTS (Tougaard 2021b). Dessa undervattensljud kan orsaka undvikandebeteende som resulterar i en tillfällig habitatförlust då djuren undviker områden med ljudnivåer som överstiger tröskelvärdet för undvikandebeteende.

Maskering av djurs kommunikation och ekolokalisering uppstår när ett ljud eller en ljudsignal eliminerar eller minskar förmågan att upptäcka eller identifiera andra ljud, t.ex. kommunikationssignaler, ekolokalisering, rovdjurs- och bytessignaler och miljösignaler. En ljudkällas maskeringspotential påverkas av många olika faktorer och kan förändras fort vilket gör det svårare att förutse påverkan på omgivningen. Maskering beror på signalens och undervattensljudets spektrala och temporala egenskaper (Erbe m.fl. 2019). Maskering är vanligt i marina miljöer och marina däggdjur kan ändra karaktär på de ljud de producerar för att minska risken att omgivande ljud maskerar deras signaler (Holt m.fl. 2009, Parks m.fl. 2011).

Modellerade påverkansavstånd från pålning på marina däggdjur presenteras i Tabell 4.6 (Bilaga B.3.A), uppdelat på olika typer av fundament och skyddsåtgärder (avsnitt 2.2.4.3). Positionerna som har använts i modelleringen visas i Figur 2.3. Avståndet för PTS och TTS visar vid vilket avstånd, i meter, från pålningen som en individ minst måste vara vid start av pålningen för att undvika den angivna påverkan. Tröskelvärdet för undvikandebeteende beskriver å andra sidan ett specifikt avstånd inom vilket undvikandebeteende förväntas förekomma när den maximala energin för hammarslagen används för ett pålningsslag.

Pålning av fackverksfundament har valts som worst case eftersom det är den metod som har störst ljudpåverkan med de ljuddämpande åtgärder som idag är de mest effektiva och tillgängliga. Pålning av monopiles med endast dubbla bubbelgardiner ses inte som ett rimligt scenario då det finns effektivare ljuddämpande åtgärder för monopiles tillgängliga. Det ska noteras att påverkansområdet för worst case är den maximala modellerade undanträngningen då energin i hammarslagen ligger på sin maximala kapacitet. Beroende på sedimentens beskaffenhet är det inte säkert att den maximala kapaciteten i hammarslagen kommer att behövas för att få ner fundamentet i sedimentet. För hammarslag som inte sker med full styrka kommer därmed påverkansavstånden vara kortare än för worst case. Även under annan tid på året än mars månad kommer undanträngningen och habitatförlusten vara mindre. Vid position 2 (Figur 2.3) är det för djupt för att anlägga monopiles och därför har det enbart modellerats för anläggning av fackverksfundament vid denna position.

Resultaten från modelleringen visar att en tumlare behöver befinna sig inom upp till 975 meter från pålningsplatsen för att riskera att drabbas av TTS och på kortare avstånd än 200 meter för att riskera att drabbas av PTS (Tabell 4.6). Skyddsåtgärder så som akustiska bortmotningsmetoder (till exempel pingers, se vidare under avsnitt 5) anpassade för tumlare kan tillse att inga tumlare befinner sig i närheten av pålningsplatsen när pålningsarbetena påbörjas. Studier vid anläggning av vindparker har dock visat att närvaron av tumlare minskar redan innan pålningsarbetena har startat genom att tumlarna undviker områden med hög aktivitet/närvaro av anläggningsfartyg och liknande samt att de undviker områden med höga ljudnivåer (Rose m.fl. 2019, Benhemma-Le Gall m.fl. 2021). Därmed kan tumlare förväntas röra sig bort från pålningsområdet redan innan den mjuka uppstarten påbörjas. Sannolikheten för att en tumlare skulle befinna sig inom 975 meter från pålningsplatsen bedöms som mycket liten. Mjuk uppstart, då styrkan i hammarslagen successivt trappas upp till full styrka, tillsammans med övriga skyddsåtgärder (*ljuddämpning och akustiska bortmotningsmetoder*) bedöms vara tillräckliga för att skydda tumlare mot undervattensljud från pålningen som överskrider tröskelvärdena för permanent hörselnedsättning (PTS) respektive temporär hörselnedsättning (TTS) för tumlare. Hörselnedsättning som TTS och PTS bedöms därmed inte framkallas hos tumlare vid pålning enligt worst case.

Tabell 4.6. Avstånd till tröskelvärden för påverkan från olika metoder för anläggning av fundament. Resultaten representerar mars månad för olika positioner inom parkområdet, vilket anses vara worst case för ljudspridning. Endast lämpliga kombinationer av fundament och position är presenterade. Tröskelvärden är VHF-viktade för tumlare och PCW-viktade för säl (Tabell 2.3). Tröskelvärde för beteendepåverkan hos säl saknas. Ljuddämpande åtgärder motsvarande DBBC (dubbel bubbelgardin) och HSD (hydro sound damper) är medtagna i beräkningarna. Reviderad från Tabell 1.1 i Bilaga B.3.A).

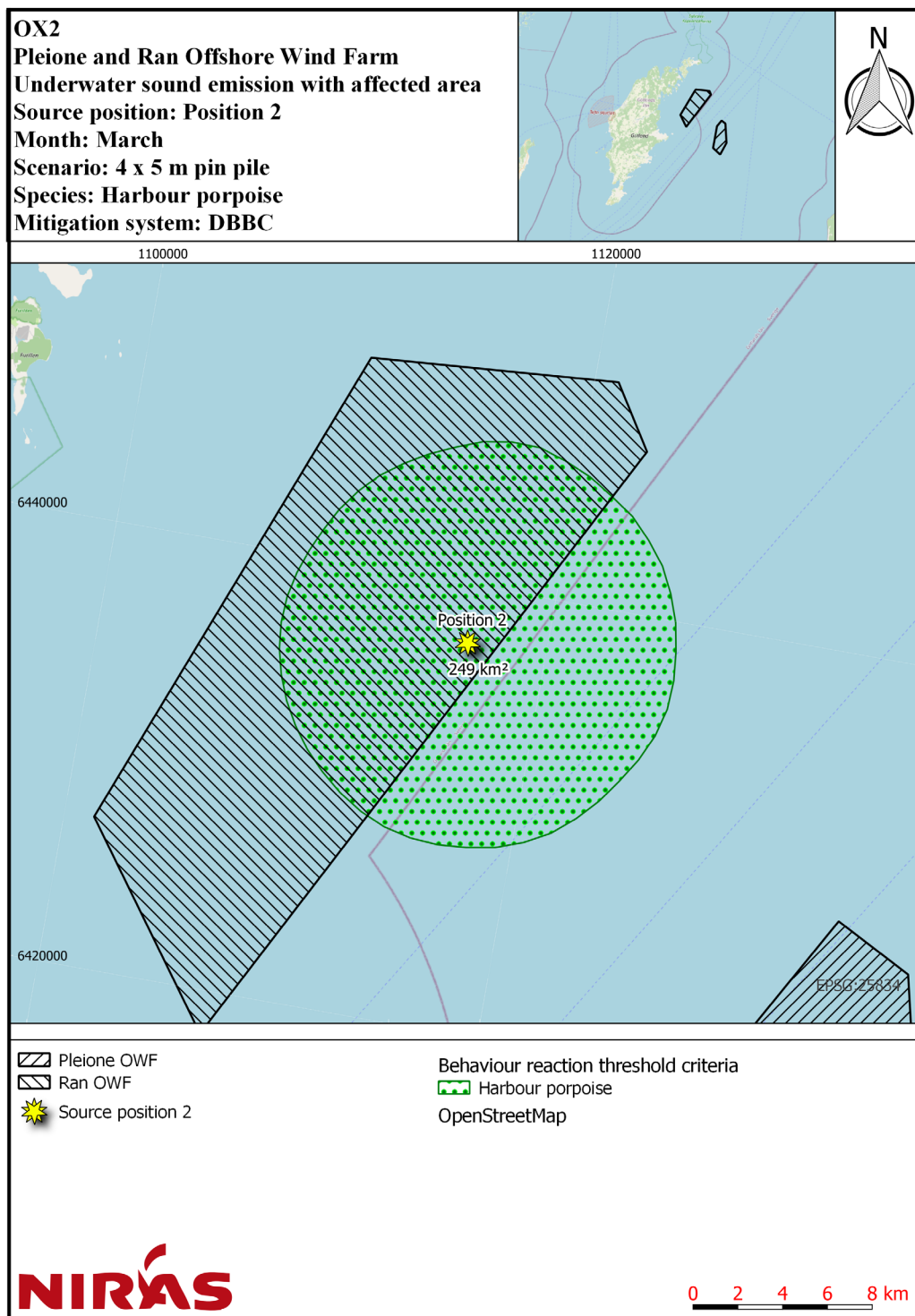
Position	Avstånd till tröskelvärden för påverkan					
	PTS		TTS		Undvikandebeteende	Yta för beteendepåverkan
	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	Tumlare (VHF)	Tumlare (VHF)
Monopile-fundament (14 m); HSD+DBBC						
1	< 200 m	< 200 m	325 m	< 200 m	5,9 km	99 km ²
3	< 200 m	< 200 m	325 m	< 200 m	6,0 km	103 km ²
Fackverksfundament (4 x 5 m pin piles); DBBC						
1	< 200 m	< 200 m	700 m	< 200 m	8,3 km	189 km ²
2	< 200 m	< 200 m	975 m	< 200 m	9,4 km	249 km ²
3	< 200 m	< 200 m	700 m	< 200 m	7,6 km	162 km ²

När installationen av fundamenten påbörjas kommer de eventuella tumlare som finns i närområdet tillfälligt undvika området närmast den specifika installationsplatsen, vilket ger en tillfällig förlust av habitat. Vid anläggning av fundament kommer pålning endast ske av ett fundament åt gången och på så sätt undviks kumulativa effekter med avseende på ljudpåverkan inom projektet. Enligt modelleringen kan undervattensljudet från pålning av fackverksfundament leda till att tumlare uppvisar undvikandebeteende inom upp till 9,4 kilometer, motsvarande ett område på upp till 249 kvadratkilometer runt pålningsplatsen för varje fundament som pålas ned (Tabell 4.6, Figur 6.1). Installation av 121 fackverksfundament beräknas pågå i cirka 9–13 månader (se Bilaga C).

Tätheterna av tumlare i närheten och inom parkområdet uppskattades i SAMBAH-studien som väldigt låga, 0–0,0001 individer per kvadratkilometer, året runt (Figur 3.1). Statistiskt sett skulle färre än en individ (0–0,025 tumlare för worst case) riskera att påverkas av ljudnivåer som överstiger tröskelvärdet för undvikandebeteende vid installationen av ett fackverksfundament. Detta motsvarar 0,005 procent av populationen. Risken att en enskild tumlare påverkas vid ett enskilt pålningstillfälle är därmed låg och risken att

en hona med kalv skulle påverkas är än mindre. I förhållande till tumlarnas hela utbredningsområde i Östersjön är påverkansområdet för beteendepåverkan en mycket liten del av deras habitat. Som nämnts tidigare bedöms inte området där vindpark Ran planeras utgöra ett särskilt viktigt område för tumlare med de tätheter av tumlare som finns idag. Tumlare kommer under hela anläggningstiden att ha möjlighet att röra sig fritt inom mycket stora områden där de inte kommer att påverkas av anläggningsljud.

Reaktionen hos tumlare till följd av undervattensljud från bland annat pålning verkar avta med avståndet från pålningsplatsen, så att färre djur reagerar och/eller att reaktionen hos den enskilda individen blir mindre allvarlig ju längre bort från pålningsplatsen den befinner sig (Dähne m.fl. 2013). Studier av hur vilda tumlare betar sig i närheten av störningskällor har visat att individer betar sig olika när de utsätts för en ljudstörning (van Beest m.fl. 2018). Individens ålder, kön, beteendestatus och tidigare erfarenhet av höga undervattensljud kan spela roll för reaktionen på undervattensljudet (Southall m.fl. 2021). Enligt Pehlke m.fl. (2013) är det cirka 60 procent av tumlarna som undviker ett område när nivåerna av undervattensljud överstiger tröskelvärdet för undvikandebeteende. Efter avslutad pålning har tumlarna vid flertalet studier återvänt till området i normala tätheter inom några få dagar till veckor (Tougaard m.fl. 2009, Brandt m.fl. 2011, Dähne m.fl. 2013, Brandt m.fl. 2018, Graham m.fl. 2019).



Figur 4.1. Modellerad påverkansyta för worst case för undvikandebeteende hos tumlare (grön markering) vid pålning av fackverksfundament med DBBC inom parkområdet (Bilaga B.3.A).

Tumlare kan även habitueras (tillvänjas) under anläggningsarbetenas gång. Vid en studie av beteendepåverkan hos tumlare, där man använde passiv akustisk övervakning i tio månader under anläggning av monopiles vid vindparken Beatrice offshore i Nordsjön 2017 minskade avståndet för beteendepåverkan från 7,4 kilometer vid den första pålningen ner till 1,3 kilometer vid den sista pålningen (Graham m.fl. 2019).

Känsligheten hos tumlare för hörselnedsättning betraktas som hög för PTS och måttlig för TTS året om. På grund av de låga tätheterna av tumlare i Östersjön, att parkområdet inte bedöms utgöra ett särskilt viktigt område för tumlare, och att tumlare förväntas undvika fartyg, bedöms sannolikheten att en tumlare förekommer inom 975 meter från pålningsplatsen mycket låg. Med de föreslagna skyddsåtgärderna så som ljuddämpande åtgärder, mjuk uppstart och ramp up (se vidare under avsnitt 5) bedöms därför risken för TTS och PTS bedöms som försumbar.

Huvudfrekvensen för pålningsljudet ligger långt under de frekvensområden där tumlare ekolokaliserar och kommunicerar. Därför bedöms det som osannolikt att ljud från pålning skulle maskera kommunikation eller ekolokalisering hos tumlare och tumlarna bedöms fortfarande kunna finna föda och kommunicera med varandra medan pålning pågår, såvida de befinner sig på tillräckligt avstånd från pålningen. Honor med diande kalvar anses vara mest känsliga för störningar då en långvarig separation av honan och kalven kan medföra att kalven dör. Det saknas dock vetenskapliga studier som visar om höga undervattensljudnivåer orsakar separation av honor och kalvar. Passivt lyssnande hos tumlare kan potentiellt maskeras av ljud från pålning. Pålning är emellertid en impulsiv ljudkälla och pulscykeln för en pålningssignal är relativt låg, vilket lämnar stora luckor mellan pulserna där signaler från omgivningen kan upptäckas. Det är därför osannolikt att passivt lyssnande helt och hållet maskeras av ljud från pålning.

Känsligheten för tumlare för beteendepåverkan bedöms som måttlig då påverkan inom reproduktionsområden under sommaren undviks. Avståndet till det enda kända reproduktionsområdet för Östersjöpopulationen i Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna är långt (cirka 81 kilometer) och ljudnivåerna för undvikandebeteende kommer inte nå Natura 2000-området oavsett årstid.

De föreslagna skyddsåtgärderna minimerar risken för att plötsliga, kraftiga ljud uppkommer och att honor och kalvar skräms isär. Med skyddsåtgärder så som akustiska bortmotningsmetoder anpassade efter tumlare och mjuk uppstart (med ramp up) kan individer på ett kontrollerat sätt ges tid att lämna närområdet utan att de skräms till flykt. Nyligen publicerade studier bekräftar detta då de har visat att dessa metoder har avsedd effekt och att tumlarna rör sig radiellt bort från ljudkällan (Graham m.fl. 2023).

Det tillfälliga undvikandet av området med högre undervattensljud under pålningen kan leda till att tumlarna behöver använda mer energi till att simma bort från området i stället för att leta efter föda. Uteslutning från området närmast pålningsplatsen skulle generellt också kunna påverka förflyttningen mellan födosöksområden vilket skulle kunna resultera i minskat födointag. Tumlare är dock mobila djur där enskilda individer rör sig över mycket stora områden, vilket har visats i vetenskapliga studier som till exempel Teilmann m.fl. (2022) som bland annat följde köns mogna honor märkta med satellitsändare i danska vatten. Studien visade att tumlarna rörde sig över hundratals kilometer under en månad. Förekomsten av tumlare är ojämnt fördelat geografiskt och är starkt knuten till förekomst av bytesdjur (Sveegaard m.fl. 2012a). Enskilda individer rör sig därmed naturligt över stora områden och är inte begränsade till mindre lokala områden. De låga tätheterna av tumlare i området (se avsnitt 3.1) gör att risken för att tumlare ska påverkas av habitatförlust också är liten. Risken att enskilda individer upprepade gånger skulle trängas undan är mycket liten varför ingen långvarig påverkan förväntas för enskilda individer. Tillfälliga habitatförluster orsakade av förhöjda nivåer av undervattensljud i områden som inte är viktiga födosöksområden bedöms inte påverka enskilda individers möjligheter att hitta bytesdjur eller påverka populationen då individerna kan återvända till området så snart störningskällan upphör.

Den påverkan som kan ske på individnivå är att individen får en tillfällig och till ytan begränsad habitatförlust då den undviker områden med högre ljudnivåer. Konsekvensen av habitatförlusten är beroende av vilket värde ett område har för tumlare. Om det är ett viktigt område, så som Natura 2000-området Hoburgs bank och

Midsjöbankarna, kan det ha en betydelse om habitatförlusten sker under kalvningssäsongen när man vet att tumlarna samlas kring utsjöbankarna i Natura 2000-området.

När det är ett område utan särskilda värden för tumlare, som vindpark Ran, så kommer en tillfällig och till ytan begränsad habitatförlust inte ha någon påverkan vare sig på individ eller populationsnivå. Att det just är långvarig habitatförlust av viktiga födosöksområden som kan ge en påverkan på populationsnivå har visats vid modelleringar av populationspåverkan på tumlare från anläggning av vindkraft (Nabe-Nielsen m.fl. 2018). Populationspåverkan i Nabe-Nielsens modell var dock endast urskiljbar när påverkansavstånden överskred 20–50 kilometer där det var ett viktigt födosöksområde för tumlare. I fallet för Ran är påverkansavstånden betydligt kortare än så (9,4 kilometer) även för worst case scenariot och området är inte ett viktigt födosöksområde för tumlare. Påverkans storlek och omfattning bedöms som liten negativ för tumlare då påverkan innebär en tillfällig habitatförlust i ett område som inte bedöms vara särskilt viktigt för tumlare så som populationen ser ut idag.

Modelleringen av undervattensljud från pålning enligt worst case visar att undervattensljud som är höga nog att orsaka hörselskador hos sälar kan förekomma inom mindre än 200 meter, se Tabell 4.6 (Bilaga B.3.A). Det finns inga fastställda tröskelvärden för beteendepåverkan på sälar. Sälar anses dock vara mindre känsliga för ljudpåverkan än tumlare (Tougaard m.fl. 2022) och därför kan det modellerade påverkansavståndet för tumlare även användas som ett konservativt antagande för beteendepåverkan även på sälar. Alltså kan sälar komma att undvika ett område på upp till 249 kvadratkilometer kring pålningsplatsen under tiden för pålningsarbetet. Sälar är som mest känsliga för beteendepåverkan under tiden som de diar sina kutar och spenderar mycket tid på land. Dock ligger närmsta liggplats för sälar på cirka 13 kilometers avstånd från parkområdet och ljud som genereras från anläggningsarbetet bedöms inte nå dem. Precis som tumlare så påverkas olika individer av sälar på olika sätt och i olika grad av förhöjda nivåer av undervattensljud (Aarts m.fl. 2018). Beteendepåverkan från pålningsarbetet är tillfällig och sälar har visats återvända till områden där det har pålats så tidigt som två timmar efter att pålningen har avslutats (Russel m.fl. 2016).

Sälarnas känslighet för undervattensljud bedöms som låg då de inte är lika känsliga för undervattensljud som tumlare och de dessutom kan hålla huvudet ovanför vattenytan om ljudet är högt (Kastelein m.fl. 2018). Parkområdet utgör inte ett viktigt område för säl (avsnitt 3.7). Påverkans storlek och omfattning i form av den temporära förlusten av habitat som uppkommer under pålning av fundament inom parkområdet bedöms vara liten negativ.

Då tumlarnas känslighet för undervattensljud är måttlig och påverkans storlek och omfattning är liten negativ bedöms pålningen få små konsekvenser för tumlare som inte påverkar populationen vare sig på kort eller lång sikt, Tabell 4.7. Sälarnas känslighet bedöms som liten och påverkans storlek och omfattning som liten negativ, vilket resulterar i mycket små konsekvenser för sälar.

Tabell 4.7. Konsekvensbedömning för tumlare och sälar av pålning i vindpark Ran under anläggningsfasen.

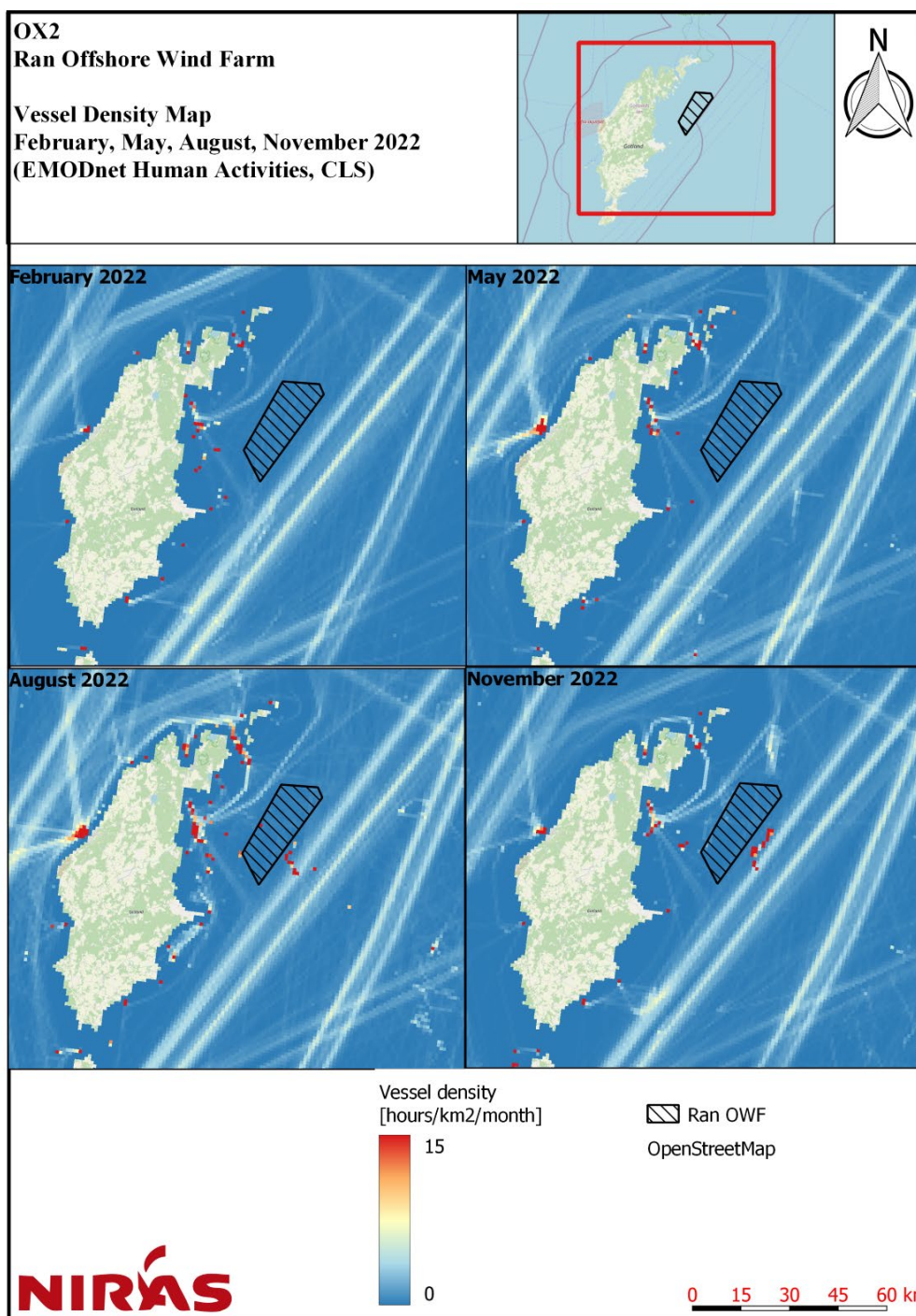
Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Pålning	Tumlare	Måttlig	Liten negativ	Små konsekvenser
	Sälar	Liten	Liten negativ	Mycket små konsekvenser

4.1.1.5 Fartygstrafik

Under anläggningsfasen kommer fartygstrafiken öka både inom och kring parkområdet. Både mindre, snabbare båtar, och större långsamgående fartyg förväntas användas under installationsarbetet. Undervattensljudet från fartyg skapas främst av propellern och frekvenserna varierar mellan 0,025 och 160 kHz (Hermannsen m.fl. 2014). Frekvensspannet ligger inom ett område som potentiellt sett kan påverka marina däggdjur, dock ligger större delen av energin vid låga frekvenser där tumlare hör relativt dåligt (Erbe m.fl. 2019). Studier visar att undervattensljuden från fartyg ökar när fartyget manövreras, så som när fartyget backar eller när bogpropellrar håller fartyget i en viss position (Thiele 1988), vilket kan bli aktuellt vid anläggningen av vindparken.

Forskare har studerat hur tumlare påverkas av fartygstrafik och de fann indikationer på att kortvariga beteendeförändringar, som undvikandebeteende, kunde ske. Det var främst båtens hastighet, antal båtar i området, typen av båt, hur fartygstrafiken normalt ser ut i området samt avståndet till båten som påverkade tumlarens reaktion (Wisniewska m.fl. 2016, Dyndo m.fl. 2015, Bas m.fl. 2017). Detta gör att tumlarens känslighet för fartygstrafik bedöms som liten för fartygstrafik som är långsamgående och därmed mer förutsägbar för tumlare. Hit räknas stora fartyg för till exempel kabelförläggning och pålning. För mindre och snabbgående båtar som kan köra mer oförutsägbart bedöms känsligheten som måttlig då båtarna kan orsaka beteendepåverkan och eventuellt flykt. För worst case blir därmed tumlarens känslighet för fartygstrafik måttlig.

Den största påverkan av den ökade fartygstrafiken under anläggningsfasen kommer vara den ökande nivån av undervattensljud, vilket skulle kunna maskera de marina däggdjurens kommunikation och ge beteendepåverkan, som till exempel ändrat födobeteende, i fartygens närhet. Även fartygens riktning och rörelsemönster spelar troligen en roll i påverkans omfattning. Fartygstrafiken till och från området under anläggningsfasen kan variera, bland annat beroende på vilka fundament man väljer att bygga i olika delar av parkområdet. Vissa fundament kan till exempel konstrueras på land innan transport till området, vilket minskar ljudstörningarna från fartygstrafiken under anläggningsfasen (Farr m.fl. 2021).



Figur 4.2. Fartygstäthet inom och i anslutning till vindpark Ran. Färgerna visar antal timmar per kvadratkilometer per månad för år 2022 baserat på AIS-data från Collecte Localisation Satellites (CLS). Data hämtad från EMODnet (2023).

Flera större farleder går utanför parkområdet, se Figur 4.2. Den ökning av fartygstrafiken i parkområdet som kommer av anläggningsarbetena bedöms vara liten i förhållande till den befintliga trafiken.

Resultaten från den egna studien (avsnitt 3.5) visar på att tumlarna inte använder parkområdet i någon större utsträckning. Påverkan från fartygstrafik är mycket lokal och tillfällig varför påverkans storlek och omfattning

bedöms som liten negativ. Sammantaget bedöms fartygstrafiken under anläggningsfasen få små konsekvenser för tumlare, Tabell 4.8.

För säl bedöms känsligheten för påverkan från fartygstrafik vara liten negativ då inga liggplatser finns inom eller i närheten av parkområdet. Påverkan från fartygstrafiken är mycket lokal och tillfällig varför påverkans storlek och omfattning bedöms som liten negativ. Sammantaget bedöms fartygstrafiken under anläggningsfasen få mycket små konsekvenser för säl, Tabell 4.8.

Tabell 4.8. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av fartygstrafik i vindpark Ran under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Fartygstrafik	Tumlare	Måttlig	Liten negativ	Små konsekvenser
	Säl	Liten	Liten negativ	Mycket små konsekvenser

4.1.1.6 Positioneringssystem

Positioneringssystem, till exempel USBL (ultra-short baseline acoustic positioning system), används för att lägesbestämma släpande (det vill säga ej skrovmonterad) utrustning till exempel vid undersökningar med så kallad ROV, side-scan sonar med mera. Positioneringssystem kan också behöva användas för anläggningsarbeten som kräver noggrann placering, till exempel vid förläggning av elkablar.. Mätningar av undervattensljud vid undersökningar i Nordsjön har visat att USBL kan sända ut frekvenser och ljudstyrkor som ligger inom tumlares och sälars hörselspann (Pace m.fl. 2021).

För att undvika risk för att positioneringssystem orsakar PTS och TTS hos marina däggdjur kommer mjuk uppstart att tillämpas innan användning av positioneringssystem som opererar med en ljudfrekvens understigande 200 kHz. Tiden för den mjuka uppstarten anpassas så att marina däggdjur har möjlighet att röra sig bort från området i god tid Detta medför att påverkan enbart består av tillfälligt undvikandebeteende under tiden utrustningen används.

Tumlares känslighet för påverkan från USBL bedöms som måttlig. Sälars känslighet för påverkan från USBL bedöms som liten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som liten negativ. Detta medför små konsekvenser för tumlare och mycket små konsekvenser för säl, Tabell 4.9.

Tabell 4.9. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av positioneringssystem i vindpark Ran under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Positioneringssystem	Tumlare	Måttlig	Liten negativ	Små konsekvenser
	Säl	Liten	Liten negativ	Mycket små konsekvenser

4.1.2 Sedimentspridning inkl. föroreningspridning

Vid installation av fundament (främst vid borring av fundament) samt i samband med vissa geotekniska undersökningar samt vid nedspolning av kablar kan sedimentspridning uppkomma med tillfälligt förhöjda halter av suspenderat material i vattnet (grumling) och en efterföljande sedimentation (sediment som lägger sig på havsbotten). Sedimentspridningen i samband med de geotekniska undersökningarna är dock mycket begränsad och når inte samma omfattning som vid installation av fundament. Worst case med avseende på sedimentsuspension bedöms vara borring vid förankring av monopilefundament då den största mängden sediment kan komma att spridas och sedimentera. Sedimentsuspension och sedimentation kommer dock uppkomma i någon form oavsett vilken fundamentstyp som kommer installeras inom vindparken.

Sedimentspridning kan även medföra en viss spridning av organiska föreningar, näringsämnen och metaller som funnits lagrade i sedimenten. En eventuell spridning följer spridningen av sedimentpartiklar och därmed är spridningens utbredning begränsad till det område där den fysiska störningen av botten sker. I vattenkolumnen sker normalt sett en naturlig omblandning av vatten på grund av bland annat strömmar. Den naturliga omblandningen medför att det sker en snabb utspädning av eventuella miljögifter och näringsämnen i vattenkolumnen. Den eventuella spridningen av organiska föreningar, näringsämnen eller metaller bedöms därmed inte påverka tumlare eller sälar.

Den geografiska omfattningen av effekten av grumling och sedimentation anses vara lokal då det främst är området kring fundamenten som påverkas av sedimentförflyttningen. Sedimentationen av det suspenderade sedimentet kommer vara marginell eftersom strömmar och andra vattenrörelser kommer späda ut det suspenderade sedimentet i områden längre bort från fundamenten. Det mesta av det suspenderade sedimentet kommer att sedimentera inom en kort tid, påverkans omfattning anses därför vara kortvarig.

Tumlare är anpassade till att leva i kustnära vatten där sikten ofta är begränsad. Tumlare, liksom andra tandvalar, använder ekolokalisering för att navigera och hitta byten. Verfuß m.fl. (2009) testade tumlares förmåga att navigera och hitta byten med förtäckta ögon. Genom att enbart använda ekolokalisering kunde tumlare navigera och hitta byten med samma framgång som när de kunde använda både synen och ekolokaliseringsförmågan. Antalet ekolokaliseringssignaler förblev densamma, men tumlarna minskade sin simhastighet när de inte kunde använda synen. Andra studier har visat att tumlare söker föda både dag och natt (Wisniewska m.fl. 2016, Kyhn m.fl. 2018), vilket stödjer hypotesen att synen inte är nödvändig för att tumlare ska kunna hitta och fånga byten. Tumlare förväntas därmed inte direkt påverkas av suspenderat sediment i vattenpelaren.

Sälar är liksom tumlare anpassade till ett liv i kustnära vatten där vattnet ofta är grumligt på grund av suspenderat sediment, till exempel efter perioder av blåsig väder. Sälar använder sig inte av ekolokalisering för att hitta byten utan använder sig av sina morrhår, vibrissae, för att hitta byten när det är dålig sikt (Dehnhardt m.fl. 1998, 2001). Studier av knobbsälar har visat att deras morrhår, förutom att känna av bytet genom direktkontakt, även kan upptäcka byten på upp till 40 meters avstånd genom att känna av kölvattnet från en simmande fisk i vattnet (Dehnhardt m.fl. 2001). Sälar förväntas därmed inte heller påverkas direkt av suspenderat sediment.

För marina däggdjur anses känsligheten för sedimentspridning vara liten då de fortfarande kan jaga i grumligt vatten. Eftersom parkområdet inte anses vara ett viktigt område varken för tumlare eller säl förväntas få marina däggdjur använda området för födosök. Påverkan från sedimentspridningen är lokal och tillfällig och påverkans storlek och omfattning bedöms vara obetydlig. Den indirekta påverkan på de marina däggdjuren, som kommer av en påverkan av sedimentation och grumling på deras bytesdjur, anses också vara obetydlig. Detta ger sammantaget en försumbar konsekvens för både tumlare och säl i vindparken, Tabell 4.10.

Tabell 4.10. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av sedimentspridning inklusive föroreningspridning under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Sedimentspridning inkl. föroreningspridning	Tumlare	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser
	Säl	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser

4.2 Driftsfas

Livslängden för vindkraftverken är uppskattad till 40–45 år och därmed beräknas varaktigheten för vindparkens driftsfas vara lika lång. Under driftsfasen kan förändrat habitat och undervattensljud komma att påverka marina däggdjur. Undervattensljuden som förekommer under driftsfasen är betydligt lägre än under anläggningsfasen. Ljuden består främst av driftsljud från vindkraftverk och fartygsljud från underhållsfartyg. I följande avsnitt beskrivs potentiell påverkan på både tumlare och säl under driftsfasen.

4.2.1 Undervattensljud

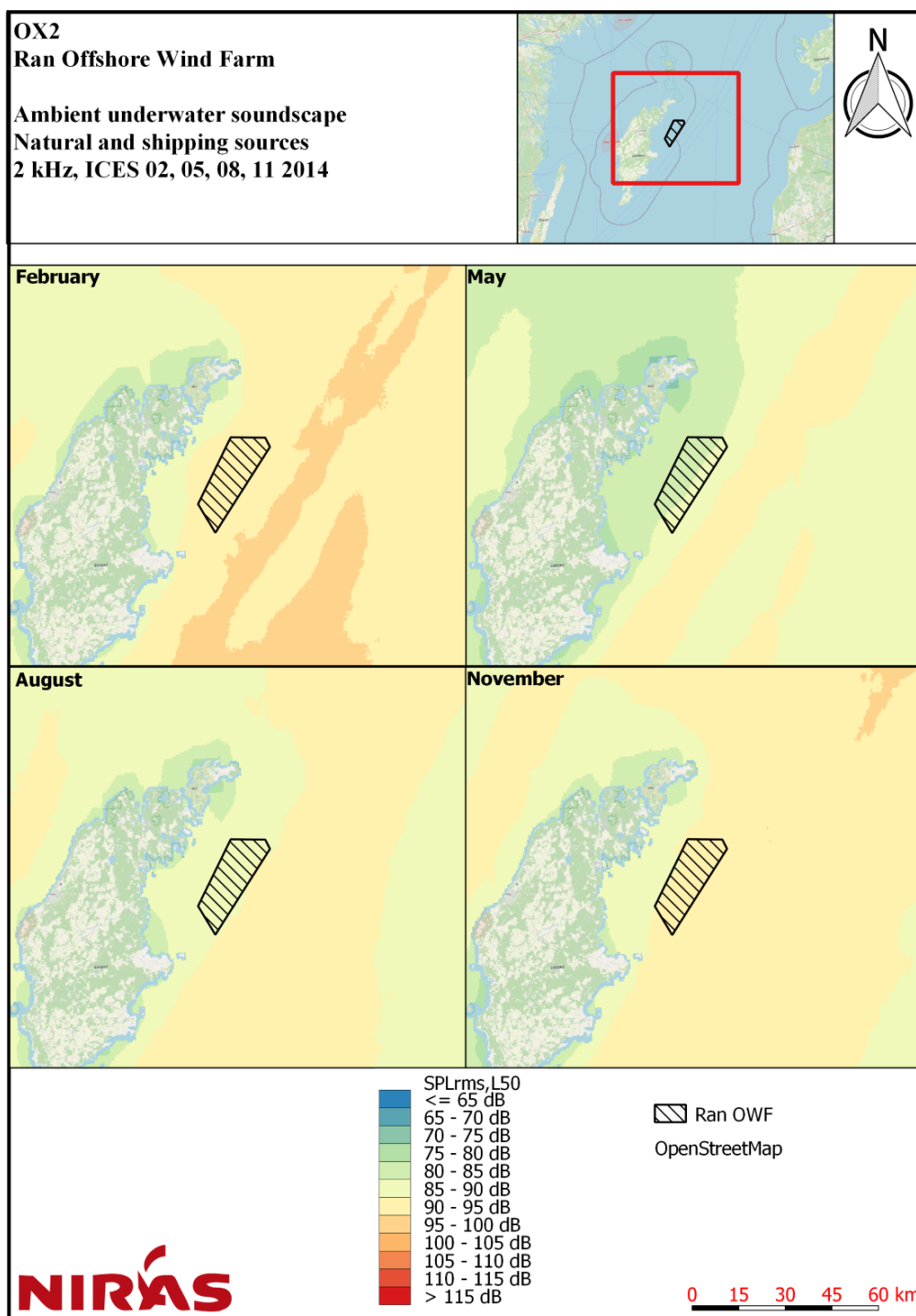
Under driftsfasen kommer undervattensljud främst att uppkomma från mekaniska vibrationer i vindkraftsverkens naceller samt från servicebåtarna som rör sig inom och kring parkområdet (Bilaga B.3.A). Från vindkraftverkens turbiner kan, utöver mekaniska ljud, även aerodynamiska ljud uppkomma. Aerodynamiska ljud, som genereras av de roterande bladen, har ett brett frekvensspann och relativt måttliga ljudnivåer. Överföringen av aerodynamiska ljud ned i vattenkolumnen är begränsad då det mesta ljudet reflekteras bort vid vattenytan (Richardson m.fl. 1995). Eftersom tumlare endast kommer upp till vattenytan för att andas bedöms aerodynamiska ljud från vindparken ha en obetydlig påverkan på tumlare i området. Sälarna spenderar desto mer tid ovanför vattenytan, men de aerodynamiska ljuden förväntas inte ha någon omfattande påverkan eftersom vindparken ligger ute till havs långt ifrån sälarnas liggplatser, där de under en längre tid befinner sig över ytan. Mekaniska ljud skapas av de rörliga delarna i vindkraftverken så som exempelvis rotorblad och växlar. Ljudet från växlar är det främsta ljudet som överförs ner i bottenfasta fundament genom vibrationer och som sedan kan spridas i det omgivande vattnet (Bilaga B.3.A).

Tumlare kan höra lågfrekventa ljud så som undervattensljud från vindkraftverk i drift och fartygstrafik. Då tumlare har olika känslighet beroende på ljudets frekvens krävs det högre ljudnivåer vid låga frekvenser för att tumlarna ska höra än vid frekvenserna där de har som känsligast hörsel, vilket är de frekvenser som tumlarna själva använder då de främst ekolokaliserar omkring 90–140 kHz (Kastelein m.fl. 2002, Møhl och Andersen, 1973).

Den tillgängliga kunskapen om undervattensljud från vindkraftverk i drift är begränsad till turbinstorlekar på några få MW (t.ex. Tougaard m.fl. 2009, Elmer m.fl. 2007, Tougaard m.fl. 2020). Ljudet är lågfrekvent och ljudnivåerna uppmätta från undersökta vindkraftverk har en betydande spridning. Extrapolering av undervattensljudnivåerna från befintliga vindkraftverk till de idag planerade vindkraftverken med betydligt större turbinstorlekar är därför förenad med en betydande grad av osäkerhet och därmed ökar risken att helt felaktiga prognoser redovisas (Bilaga B.3.A). En konservativ beräkning av undervattensljud från de planerade vindkraftsverken har dock genomförts (se Bilaga B.3.A) för att bedöma risken för att driftljuden från vindkraftverken skulle kunna orsaka hörselnedsättning hos tumlare och säl eller beteendepåverkan hos tumlare. Genom att tillämpa konservativa principer för beräkningen, med det extremt konservativa antagandet att de marina däggdjuren är stationära på ett konstant avstånd av 100 meter från närmaste vindkraftverk under en

varaktighet av 24 timmar, befanns hörselnedsättning för tumlare och säl vara osannolika. Även påverkan av beteendet hos tumlare befanns med betydande marginal vara osannolikt på 100 meters avstånd från vindkraftverken. Även om man tar med det sammantagna undervattensljudet från de nio närmaste vindkraftverken i beräkningen befanns hörselnedsättning och beteendepåverkan som osannolika (Bilaga B.3.A). Känsligheten för påverkan av undervattensljud från vindkraftverken bedöms som liten.

Parkområdet är beläget i nära anslutning till några av de mest trafikerade farlederna i Östersjön (Figur 4.2) och ljudbilden i området domineras av lågfrekventa ljud från fartyg (Bilaga B.3.A). Under projektet BIAS (Folegot m.fl. 2016) undersöktes undervattensljud i Östersjön och medianljudnivåerna för 2 kHz bandet låg år 2014 kring $L_{50} 90 \text{ dB } SPL_{rms,2kHz} [re. 1\mu Pa^2]$ för parkområdet, Figur 4.3. Vid underhållsarbeten och service i vindparken sker en tillfällig lokal ökning av fartygsljud. Eftersom extern fartygstrafik troligtvis kommer begränsas inom vindparksområdet, kommer den övergripande exponeringen av fartygsljud dock sannolikt vara lägre under driftsfasen än vad det är i dagsläget.



Ljudnivåerna från vindkraftverken under drift är kontinuerliga men låga och påverkans storlek och omfattning bedöms för tumlare vara obetydlig. Sammantaget bedöms undervattensljud under driftsfasen få försumbara konsekvenser för tumlare, Tabell 4.11.

Sälars känslighet för fartygstrafik och för vindkraftverken i drift bedöms vara liten då inga liggplatser ligger inom eller i närheten av parkområdet, se avsnitt 4.1.1.5. Ljudnivåerna från vindkraftverken kommer vara låga och påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig. Sammantaget bedöms undervattensljud under driftsfasen få försumbara konsekvenser för säl, Tabell 4.11.

Tabell 4.11. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av undervattensljud under driftsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Undervattensljud under driftsfas	Tumlare	Måttlig	Obetydlig	Försumbara konsekvenser
	Säl	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser

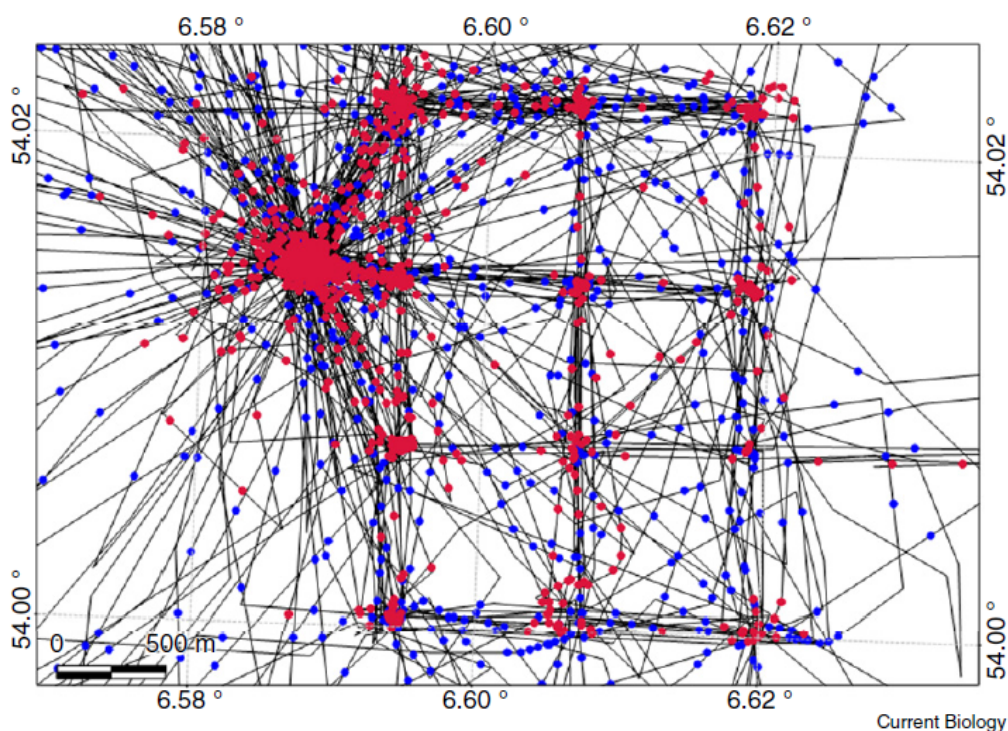
4.2.2 Reveffekt

Bottenfasta, flytande och semiflytande fundament inklusive förtöjningslinor och erosionskydd runt fundamenten kan skapa ett nytt hårdbottenssubstrat på den nuvarande mjukbotten och kan verka som artificiella rev (Kramer m.fl. 2015). Detta möjliggör för påväxt av alger i den fotiska zonen (den del av vattenmassan som får solljus) och nya miljöer för epibentisk fauna (djur som lever i nära association med havsbotten), som i sin tur kan attrahera fisk. Detta skulle i förlängningen potentiellt kunna attrahera fler marina däggdjur till området eftersom de söker sig till områden med mycket föda. Hundratals olika fiskarter från olika taxonomiska familjer har observerats aggregera runt flytande konstruktioner till havs (Castro m.fl. 2002). De mest väldokumenterade strukturerna är flytande gas- och oljeplattformar (Valdemarsen 1979, Løkkeborg m.fl. 2002, Claisse m.fl. 2014) som har visats ha hög potential som födosöksområde för tumlare (Todd m.fl. 2009, 2016).

Det finns luckor i nuvarande kunskapsläge rörande reveffekter av fundament i Östersjön och därför är det oklart om det kommer bli ett liknande resultat som studier från vindparker i andra länder visat. I den holländska vindparken Egmond aan Zee sågs tumlare aktivt söka sig till vindparken under driftsfasen, troligtvis för att födan ökat på grund av reveffekten eller för att båttrafiken i området minskat drastiskt sedan vindparken byggdes (Scheidat m.fl. 2011). Liknande fenomen har observerats vid en gas-plattform i Nordsjön, som trots höga ljudnivåer i perioder lockar till sig tumlare för att söka föda (Clausen m.fl. 2021). I en dansk studie av Teilmann m.fl. (2012) tittade de på om förekomsten av tumlare i ett område påverkades av byggnationen av en vindpark. Resultaten visade att förekomsten av tumlare i området förblev oförändrad (Teilmann m.fl. 2012). Sammantaget visar dessa studier att tumlarnas påverkan troligtvis är platsspecifik och att deras reaktion och känslighet kan variera och troligtvis påverkas av många olika faktorer.

Säl ses också nyttja vindparker under drift. Satellitmärkta gråsäl och knobbsäl har observerats utnyttja vindparker när vindkraftverken är i drift (Dietz m.fl. 2015, McConnell m.fl. 2012). Flera studier har visat att knobbsäl använder vindparksområdena i samma utsträckning som andra områden (Tougaard m.fl. 2006) eller något högre utsträckning än innan vindparken byggdes (Russel m.fl. 2016). I vindparken Alpha Ventus sågs vissa av de satellitmärkta knobbsälarna slumpmässigt födosöka i området medan andra individer tydligt födosökte mer strukturerat kring vindparkens fundament. De besökte ett fundament och stannade kring fundamentet under en tid varpå de direkt simmade till ett annat fundament, Figur 4.4 (Russel m.fl. 2014). Även gråsäl har

rapporterats följa och födosöka längs undervattensstrukturer så som kablar (Russel m.fl. 2014) och kan förväntas ha liknande beteende som knobbsälar i vindparker under drift.



Figur 4.4. Rörelsemönster för en satellitmärkt knobbsäl vid vindparken Alpha Ventus 12 fundament och den meteorologiska masten väster om vindparken. Punkterna visar positionen vid 30 minuters intervall. Röd färg indikerar högre sannolikhet för födosök. Från Russel m.fl. (2014).

Både sälarnas och tumlarnas känslighet för habitatförändringar så som reveffekter under driftsfasen är troligtvis liten. Parkområdet skulle också kunna agera skydd för marina däggdjur från de starkt trafikerade områdena kring vindparken och minska risken för att tumlare och säl bifångas i fiskenät, eftersom yrkesfisket troligtvis kommer begränsas inom området för fundament. Vindparken skulle därmed kunna ha en liten positiv effekt över tid. Eftersom förekomsten av tumlare i parkområdet idag är mycket begränsad, se avsnitt 3.6 skulle en ökning av antalet tumlare i området vara en liten positiv effekt av reveffekten. Sammantaget bedöms reveffekter under driftsfasen ha positiva, om än små, konsekvenser för tumlare och sälar, Tabell 4.12.

Tabell 4.12. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av reveffekter under driftsfasen

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvens betydelse
Reveffekt	Tumlare	Liten	Positiv	Positiva konsekvenser
	Säl	Liten	Positiv	Positiva konsekvenser

4.2.3 Elektromagnetiska fält

Under driftsfasen kommer ett elektromagnetiskt fält att uppstå kring sjökablarna inom parken. Högst elektromagnetiskt fält för en nedgrävd kabel genereras rakt ovanför kabeln, cirka 23 μ T. Styrkan av det

elektromagnetiska fältet avtar mycket snabbt med avståndet från kabeln och cirka fyra meter från centrumlinjen är det elektromagnetiska fältet under $1 \mu\text{T}$ (se Bilaga C).

Tumlare och sälare skulle potentiellt sett kunna ha förmågan att navigera med hjälp av elektromagnetiska fält, men kunskapen kring detta är mycket begränsad. Sinnet elektroreception, som innebär en förmåga att upptäcka elektriska fält, är endast känt hos en art av marina däggdjur – guyanadelfinen (*Sotalia guianensis*) (Czech-Damal m.fl. 2012).

Eventuell desorientering till följd av elektromagnetiska fält i anslutning till kablar kommer sannolikt vara begränsad till några få meter närmast kabeln och återställas så fort individen passerat kabeln och rör sig bort ifrån det elektromagnetiska fältet (Tricas & Gill 2011). Detta skulle kunna betyda att tumlares och sälars känslighet för denna förändring i det elektromagnetiska fältet skulle vara liten. Studier av påverkan från elektromagnetiska fält på tumlare och säl saknas helt i dagsläget, men då det elektromagnetiska fältets styrka avtar mycket snabbt med avståndet från kabeln kommer de elektromagnetiska fälten sannolikt ha en obetydlig påverkan på båda arterna. Därför bedöms elektromagnetiska fält ha försumbara konsekvenser för både tumlare och säl, Tabell 4.13.

Tabell 4.13. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av magnetiska fält under driftsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Elektromagnetiska fält	Tumlare	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser
	Säl	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser

4.3 Avvecklingsfas

Avvecklingen av vindpark Ran kommer att följa bästa tillgängliga teknik och rådande lagstiftning vid avvecklingstillfället. Det är i dagsläget inte klarlagt hur vindparken kommer att avvecklas varför en generell och preliminär bedömning av påverkan görs i denna rapport. Påverkan på marina däggdjur under avvecklingsfasen förväntas vara liknande eller mindre än påverkan under anläggningsfasen eftersom liknande arbete kommer utföras. Påverkansfaktorerna inkluderar undervattensljud vid nedmonteringen av vindkraftverk, ökad fartygstrafik, förändrade habitat samt tillfälligt ökad sedimentation och grumling.

4.3.1 Undervattensljud

I allmänhet förväntas arbetena under avvecklingen av vindpark Ran inte alstra lika kraftigt undervattensljud som under anläggningsfasen då inga pålningsarbeten kommer äga rum. Eftersom den mest optimala avvecklingsmetoden kommer beslutas när avvecklingsfasen börjar närma sig är det svårt att förutse exakta ljudnivåer för undervattensljuden. Trots detta är det inte troligt att ljudnivåerna kommer överstiga tröskelvärden för PTS eller TTS. Beteendeförändringar skulle kunna förekomma, speciellt i området allra närmast fundamenten vid avveckling.

Vid avvecklingen förväntas antalet fartyg i vindparksområdet motsvara eller vara lägre än antalet under anläggningsfasen. Den största påverkan på marina däggdjur när det kommer till fartygstrafik är det undervattensljud som den genererar och som skulle kunna maskera de marina däggdjurens kommunikation och även påverka deras beteende. Intensiv aktivitet i närområdet för avvecklingen av enskilda vindkraftverk kommer

troligen innebära att framförallt tumlare undviker platsen för arbetet under de tidsperioder som nedmonteringen av fundamenten pågår.

Tumlarens känslighet bedöms vara måttlig när det kommer till undervattensljud från den begränsade fartygstrafiken vid avvecklingen och från avvecklingen av fundament. Eftersom antalet tumlare som uppehåller sig i parkområdet idag är få, se avsnitt 3.5, är även risken för tillfällig undanträngning liten. Påverkan är lokal och tillfällig och påverkans storlek och omfattning bedöms som liten negativ. Undervattensljud under avveckling av vindparken bedöms få mycket små konsekvenser för tumlare, Tabell 4.14. Sälars känslighet för undervattensljud under avvecklingsfasen bedöms som liten. Påverkans storlek och omfattning för säl bedöms som obetydlig då den är begränsad och tillfällig. Undervattensljud under avveckling av vindparken bedöms få försumbara konsekvenser för säl, Tabell 4.14.

Tabell 4.14. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av undervattensljud under avvecklingsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Undervattensljud under avvecklingsfasen	Tumlare	Måttlig	Liten negativ	Små konsekvenser
	Säl	Liten	Liten negativ	Mycket små konsekvenser

4.3.2 Reveffekter och sedimentspridning

Det är i dagsläget inte bestämt hur avvecklingen av vindparken kommer att gå till och hur mycket av anläggningen som kommer att avlägsnas eller eventuellt lämnas kvar. I och med detta kan eventuella positiva effekter av reveffekter i driftsfasen försvinna i avvecklingsfasen och närma sig en situation liknande nollalternativet. Storleksordningen av denna påverkan på den omgivande miljön beror på hur stor del av fundamentet som tas bort. Strukturer vid basen av vindkraftverken kan komma att lämnas kvar vilket sannolikt medför ett delvis bibehållet artrikare bottenhabitat. Både tumlare och sälars känslighet för dessa habitatförändringar anses vara liten eftersom de inte kommer påverkas direkt och påverkans effekt anses bli obetydlig oavsett hur mycket av strukturerna som lämnas kvar.

Avvecklingsarbetet kan medföra ökad sedimentspridning samt en efterföljande föroreningspridning om erosionsskydd, hela fundamentet och kablar och rörledningar nedmonteras och forslas bort. Påverkan från en eventuell föroreningspridning under avvecklingsfasen förväntas bli liknande den påverkan som beskrivs för anläggningsfasen, se avsnitt 4.1.2. Påverkan av sedimentspridningen bedöms bli mycket lokal och kortvarig och de marina däggdjurens känslighet för sedimentspridning under avvecklingsfasen bedöms vara liten. Påverkan på marina däggdjur av sedimentspridningen i området bedöms bli obetydlig. Habitatförändringar och sedimentspridning under avvecklingsfasen bedöms få försumbara konsekvenser för både tumlare och säl, Tabell 4.15.

Tabell 4.15. Konsekvensbedömning för marina däggdjur av habitatförändringar och sedimentspridning under avvecklingsfasen.

Påverkansfaktor	Djur	Mottagarens känslighet eller värde	Påverkans storlek och omfattning	Konsekvensens betydelse
Reffekter och sedimentspridning under avvecklingsfasen	Tumlare	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser
	Säl	Liten	Obetydlig	Försumbara konsekvenser

5. Skyddsåtgärder

5.1 Möjliga skyddsåtgärder och uppföljning

5.1.1 Ljuddämpande åtgärder

För att mildra påverkan på marina däggdjur från anläggningsarbeten, så som pålning, kan ljuddämpande åtgärder vidtas som effektivt minskar påverkansavstånden. Vid anläggning av vindparker till havs har olika tekniker utvecklats för att minska undervattensljudet vid pålning av fundament, för att på så vis minska påverkan på det marina livet. Utveckling av nya ljuddämpande åtgärder pågår ständigt. I modelleringen av undervattensljud, som har genomförts för att utvärdera påverkan på marina däggdjur i denna rapport, har ljuddämpande åtgärder motsvarande dubbla bubbelgardiner inkluderats för pålning av fackverksfundament. Dubbla bubbelgardiner är den metod som idag finns tillgänglig för att effektivast dämpa undervattensljuden vid pålning av fackverksfundament. Dubbla bubbelgardiner har ofta använts vid anläggningen av vindparker till havs men det finns även andra ljuddämpande system på marknaden (Bilaga B.3.A). För monopilefundament kan i dagsläget ytterligare ljuddämpande åtgärder användas vilket har gjort att pålningen av fackverksfundament har bedömts som worst case-scenariot. De ljuddämpande skyddsåtgärderna är enligt modelleringen tillräckliga för att undvika PTS och TTS hos både tumlare och säl (Bilaga B.3.A). Anläggning med ljuddämpande åtgärder har setts som en förutsättning för att få tillstånd och för att undvika betydande påverkan på marina däggdjur och annat marint liv.

5.1.2 Anpassad pålning/undersökning

En uppenbar anpassning för att minska ljudpåverkan är att minska energin i pålningslagen. Ju mindre energi som den hydrauliska hammaren använder, desto lägre nivåer av undervattensljud genereras. Det finns dock en miniminivå för mängden energi som krävs för framgångsrik pålning, vilken är högre vid hårdare bottenstrukturer. Vidare leder lägre energinivåer till ökade tider för det planerade pålningsarbetet och därmed längre tid för potentiell påverkan (Nehls & Betke 2011). Även andra tekniker, exempelvis förlängd kontakttid vid hammarslagen, kan minska undervattensljuden då energin överförs under en längre tid (Verfuß 2014).

Vid mjuk uppstart utförs pålningslagen till en början med låg energi och energin i slagen ökar sedan gradvis till full styrka. Användandet av mjuk uppstart är därför en bra skyddsåtgärd för att till en början begränsa undervattensljudet och ge marina däggdjur möjlighet att avlägsna sig från närområdet av pålningsplatsen innan ljudnivåerna riskerar att inducera hörselnedsättning. Mjuk uppstart har använts i modelleringarna som gjorts för spridningen av undervattensljud som sker vid pålning och som har använts för att utvärdera påverkan på marina däggdjur i denna rapport.

Mjuk uppstart kan också användas under geofysiska undersökningar av havsbotten innan anläggning för att ge de marina däggdjuren möjlighet att även under denna process avlägsna sig från närområdet av utrustningen innan ljudnivåerna når maximal driftsnivå. Om inte all utrustning har möjligheten att gradvis öka energierna kan

utrustningen sättas igång kort och stängas av i en långsamt ökande takt så att en liknande effekt uppstår. Tillsammans med de bullerdämpande åtgärderna är mjuk uppstart en viktig komponent i att minska påverkan på marina däggdjur.

5.1.3 Akustiska bortmotningsmetoder

Pingers och sälskrämmor har tidigare använts regelbundet för att akustiskt mota bort marina däggdjur innan pålningsarbeten. Pingers är utformade för att specifikt skrämja bort tumlare från fiskenät för att förhindra att tumlare bifångas i näten. Pingers skrämmer bort tumlare till ett avstånd om 100–300 meter beroende på fabrikat (Kindt-Larsen m.fl. 2019). Sälskrämmor avger mer kraftfulla ljudsignaler och avskräcker sälar ut till några hundra meter (Mikkelsen m.fl. 2017). Sälskrämmor är väldigt effektiva på att avskräcka tumlare ut till åtminstone 1 300 meter (Mikkelsen m.fl. 2017) och kan orsaka beteendepåverkan så långt ut som 10–12 kilometer (Dähne m.fl. 2017). Sälskrämmorna kan därmed, i sig själva, potentiellt orsaka störning för tumlare inom ett större område än själva pålningen (se avsnitt 4.1.1.4). Dähne m.fl. (2017) beskriver hur sälskrämmor användes för att förhindra hörselnedsättning hos tumlare vid pålningsarbeten. Då tumlarna reagerade kraftigt på sälskrämmorna uttrycktes en oro om att påverkansavstånden för sälskrämmorna kan överstiga avstånden för beteendepåverkan från pålningen i sig, vid användning av ljuddämpande åtgärder med bubbelgardiner. Sälskrämmor bör därför inte användas. Användandet av akustiska bortmotningsmetoder bör istället anpassas efter tumlare så att de förhindrar allvarliga skador så som permanent hörselnedsättning (PTS), och inte påverkar beteendet på ett större avstånd än nödvändigt. En sådan utrustning kan använda lägre källstyrka och/eller högre frekvenser med kortare ljudspridning så att bortmotning inom en lämplig säkerhetszon kan säkerställas, medan störningar på längre avstånd minimeras.

5.1.4 Uppföljning under pålningsarbeten

5.1.4.1 Dokumentation av undervattensljud

För att säkerställa och dokumentera effektiviteten av de ljuddämpande skyddsåtgärderna och att de påtagna ljudvillkoren följs bör undervattensljudnivåerna följas upp under pålningsarbetet. Detta kan förslagsvis ske med passiv akustisk övervakning med stationära hydrofoner i närheten av anläggningsplatserna, där upplägget i de danska riktlinjerna för undervattensljud vid pålningsarbeten fördelaktigt kan följas (Energistyrelsen 2022). Tidigare tyska riktlinjer (BMUB 2014), då uppföljning av ljudnivåerna endast skedde på ett avstånd, har visat sig vara otillräckliga då de inte följer upp hur undervattensljudet sprider sig bortom kontrollpunkten på 750 meters avstånd från pålningsplatsen. För att säkerställa att gränsvärdet för undvikandebeteende inte överskrids behövs flera kontrollpunkter på olika avstånd från pålningsplatsen. För vindpark Ran föreslås att undervattensljudet från pålning följs upp på olika avstånd radiellt från pålningsplatsen.

5.1.4.2 Undersökningar av förekomst av tumlare

Undersökningar av hur anläggningsarbetena påverkar förekomsten av tumlare kan genomföras på flera sätt. Under pålningsarbeten kan påverkan från anläggning av ett fundament till exempel undersökas genom att placera ut tumlardetektorer (exempelvis F-PODs) och hydrofoner (för att registrera undervattensljudet från pålningen) i vindparken på olika avstånd från pålningsplatsen. Resultaten kan sedan analyseras för att uppskatta påverkanszoner och dokumentera undvikandebeteende hos tumlare vid pålning på en rumslig skala, något som till exempel har gjorts vid pålning i Tyska bukten (Rose m.fl. 2019). En sådan studie bör utformas noggrant och helst som en BACI-studie (Before After Control Impact).

För att undersöka om anläggningen av vindparken eller om vindparken under drift påverkar närvaron och utbredningen av tumlare på en större skala, kan kontrollprogram utformas och stämmas av med kontrollmyndigheten. Detta skulle kunna bidra med värdefull kunskap eftersom sådana studier har gjorts för väldigt få vindparker.

5.2 Rekommenderade skyddsåtgärder anläggningsfas

5.2.1 Undersökningar

- Vid undersökningar bör i möjligaste mån skrovmonterad utrustning användas.
- Till skydd för marina däggdjur ska mjuk uppstart (soft-start) tillämpas innan utrustning som opererar med en ljudfrekvens understigande 200 kHz och som potentiellt kan orsaka hörselnedsättning hos marina däggdjur används. Den mjuka uppstarten ska vara specifikt utformad efter källstyrkan som ska användas så att marina däggdjur har tid att simma ifrån områden där ljudnivåerna kan riskera att orsaka hörselnedsättningar.
- Vid avbrott som överstiger 15 minuter i undersökningar eller vid användning av utrustning som kan orsaka hörselnedsättning hos marina däggdjur bör undersökningen åter inledas med mjuk uppstart.
- Till skydd för tumlare bör utrustning för undersökningar med metoderna sidoavsökande sonar och multistråleekolod operera med en ljudfrekvens överstigande 200 kHz.

5.2.2 Sprängningsarbeten

- Försiktighetsåtgärder ska användas vid eventuella sprängningsarbeten för att minska påverkan på marina däggdjur.

5.2.3 Pålning

- Akustiska bortmotningsmetoder anpassade för tumlare bör användas för att tillse att inga tumlare befinner sig i närheten av pålningsplatsen eller att tumlarna motas bort onödigt långt.
- Ljuddämpande åtgärder ska användas vid pålningsarbeten motsvarande minst effekten av dubbla bubbelgardiner vid pålning av pinpiles med en diameter på fem meter.
- Perioden för mjuk uppstart och ramp-up ska, tillsammans med övriga skyddsåtgärder, vara tillräcklig för att skydda tumlare mot undervattensljud från pålningen som överskrider tröskelvärdena för permanent hörselnedsättning (PTS) respektive temporär hörselnedsättning (TTS) för tumlare
- Uppföljning av ljud under kontrollprogram vid pålningen bör ske på flera avstånd från pålningsplatsen för att tillse att ljudspridningen inte överstiger de modellerade påverkansavstånden.

5.2.4 Marint skräp

- Innan anläggning av vindparken kommer platser för anläggning av kablar och fundament att rensas på marint skräp.

5.3 Rekommenderade skyddsåtgärder drift

5.3.1 Marint skräp

- Vid service och underhåll kommer synligt marint skräp avlägsnas och tas omhand.

5.4 Rekommenderade skyddsåtgärder avveckling

Behovet av ljuddämpande åtgärder och villkor samt kontrollprogram för avvecklingsarbetet bör beslutas i samråd med tillsynsmyndigheten i god tid innan avvecklingen av vindparken.

6. Referenser

- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2018). Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen Marine Research report C006/18.
- 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.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., Tougaard, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Loisa, O., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L. A., Tiberi Ljungqvist, C., Sveegaard, S., Burt, M. L., Pawliczka, I., Jussi, I., Koza, R., ... Benke, H. (2022). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12, e8554.
- Andersen, S. (1970). Auditory sensitivity of the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena*. *Investigations on Cetacea*, 2, 255-258.
- Andreasen, H., Ross, S. D., Siebert, U., Andersen, N. G., Ronnenberg, K., & Gilles, A. (2017). Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science* 33.
- 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).
- Barlow, J., & Boveng, P. (1991). Modeling age-specific mortality for marine mammal populations. *Marine Mammal Science* 7.
- Bas, A., Christiansen, F., Ozturk, A., Ozturk, B. & McIntosh, C. (2017). The effects of marine traffic on the behaviour of Black Sea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *Plos One* 12.
- Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. (2020). Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Oldenburg, Germany: ITAP.
- Benhemma-Le Gall, A., Graham, I. M., Merchant, N. D., Thompson, P. M. (2021). Broad-Scale Responses of Harbor Porpoises to Pile-Driving and Vessel Activities During Offshore Windfarm Construction. *Frontiers in Marine Science*. Volume 8.
- Benjamins, S., Hamois, V., Smith, H. C. M., Johanning, L., Greenhill, L., Carter, C. & Wilson, B. (2014). Understanding the potential for marine megafauna entanglement risk from marine renewable energy developments. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No, p.791.
- 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.
- Bergström, L., Öhman, M. C., Berkström, C., Isæus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Nyström Sandman, A., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H. & Wahlberg, M. (2022). Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv: En syntesrapport om kunskapsläget 2021. (Hämtad från Naturvårdsverket website: [<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-10280>] 2023-11-21)

- BMUB. (2014). Concept for the protection of Harbour Porpoises from Sound Exposure during the Construction of Offshore Wind Farms in the German North Sea. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear safety. Available as ASCOBANS Document AC21/In 3.2.2a.
- Börjesson, P. & Read, A. J. (2003). Variation in Timing of Conception Between Populations of the Harbor Porpoise. *Journal of Mammalogy* 84:948–955.
- Börjesson, P., Berggren, P. & Ganning, B. (2003). Diet of harbor porpoises in the Kattegat and Skagerrak seas: Accounting for individual variation and sample size. *Marine Mammal Science* 19.
- Brandt, M., Diederich, A., Betke, K. & Nels, G. (2011) Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205-216.
- Brandt, M., Dragon, A-C., Diederichs, A., Bellmann, M. A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J. & Nehls, G. (2018) Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series* 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.
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblitz, J. C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L. A., Ljungqvist, C. T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K. E. & Acevedo-Gutiérrez, A. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation* 226:42–53.
- Carlström, J., & Carlén, I. (2016). Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. *AquaBiota Report* 2016:04. 91 sid.
- Castro, J. J., Santiago, J. A., Santana-Ortega, A. T. (2002). A general theory on fish aggregation to floating objects: An alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11:255–277.
- Caswell, H., Brault, S., Read, A.J. & Smith, T.D., (1998). Harbor porpoise and fisheries: an uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecol. Appl.* 8, 1226–1238.
- Cervin, L., Härkönen, T. & Hårding, K. C. (2020). Multiple stressors and data deficient populations, a comparative life-history approach sheds new light on the extinction risk of the highly vulnerable Baltic harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environ. Int.* 144, 106076. [<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106076>].
- Claisse, J. T., Pondella II, D. J., Love, M., Zahn, L. A., Williams, C. M., Williams, J. P. & Bull, A. S. (2014). Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:1–6.
- Clausen, K. T., Teilmann J., Wisniewska D. M., Balle J. D., Delefosse, M. & van Beest F. M. (2021) Echolocation activity of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, shows seasonal artificial reef attraction despite elevated noise levels close to oil and gas platforms. *Ecological Solutions and Evidence* 2021: 2:e12055.
- Czech-Damal, N. U., Liebschner, A., Miersch L., Klauer, G., Hanke, F. D., Marshall, C., Dehnhardt, G. & Hanke, W. (2012). Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proc. R. Soc. B.* 279:663–668

- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., ... & Siebert, U. (2013). Effects of pile driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Env Res Lett* 8:025002.
- Dähne, M., Tougaard, J., Carstensen, J., Rose, A., & Nabe-Nielsen, J. (2017). Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580:221-237.
- Dehnhardt, G., Mauck, B. & Bleckmann, H. (1998). Seal whiskers detect water movements. *Nature* 394: 235-236.
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W. & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *Science* 293: 102-104. [<https://doi.org/10.1126/science.1060514>].
- DHI. (2024). Modellering av sedimentspridning från anläggningsarbetet av vindparken Ran. Påverkansbedömning av sedimentspridning som en av miljökonsekvensbeskrivningen (MKB) för installation av kablar och fundament. Projekt No.: 12805334-01.
- Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Riget, F. F., Schack, H., Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. (2015). Marine mammals - Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm. *Energinet.dk*.
- Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O. D. & 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. NERI Technical Report Bind 429.
- Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., Gordon, T. A. C., Halpern, B. S., Harding, H. R., Havlik, M. N., Meekan, M., Merchant, N. D., Miksis-Olds, J. L., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A. N., Radford, C. A., Simpson, S. D., Slabbekoorn, H., Staaterman, E., van Opzeeland, I. C., Winderen, J., Zhang, X. & Juanes, F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. *SCIENCE*. Vol 371, Issue 6529. DOI: [[10.1126/science.aba4658](https://doi.org/10.1126/science.aba4658)].
- Dyndo, M., Wisniewska, D., Rojano-Doñate, L. & Madsen, P. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific reports* 5.
- Elmer, K., Gerasch, W., Neumann, T., Gabriel, J., Betke, K., & Glahn, S-V. (2007). Measurement and Reduction of Offshore Wind Turbine Construction Noise. *DEWI Magazin* 30:33– 38.
- Embling, C. B., Gillibrand, P. A., Gordon, J., Shrimpton, J., Stevick, P. T., & Hammond, P. S. (2010). Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Biological Conservation*, 143 (2), 267-279.
- EMODnet. (2023). European Marine Observation and Data Network. Hämtat från [<https://emodnet.ec.europa.eu/en>] (2023-11-22).
- Energistyrelsen. (2022). Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles.
- Erbe, C. & McPherson, C. (2017). Underwater noise from geotechnical drilling and standard penetration testing. *The Journal of the Acoustical Society of America* 142(EL281).
- Erbe, C., Marley, S., Schoeman, R., Smith, J., Trigg, L. & Embling, C. (2019). The effects of ship noise on marine mammals - a review. *Frontiers in Marine Ecology*. Vol 6. Artikel 606.
- Europeiska unionen. (1992). Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Hämtad från: [<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/ALL/?uri=CELEX:31992L0043>] (2023-11-20).

- FANTARED 2. (1998). A study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea. EU Study Contract FAIR CT98-4338.
- Farr, H., Ruttenberg, B., Walter, R. H., Wang, Y. & White, C. (2021). Potential environmental effects of deepwater floating offshore wind energy facilities. *Ocean and Coastal Management*, 207, 105611.
- Folegot, T., Clorennec, D., Chavanne, R. & Gallou, R. (2016). Mapping of ambient noise for BIAS. Quiet-Oceans technical report QO.20130203.01.RAP.001.01B, Brest, France, December 2016.
- Gilles, A., S. Adler, S., K. Kaschner, K., M. Scheidat, M. & U. Siebert, U. (2011). Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: Implications for management. *Endangered Species Research* 14:157–169.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E. A., Forney, K. A., Geelhoed, S. C. V., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F. M., van Bemmelen, R., & Aarts, G. (2016) Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7, e01367. [<https://doi.org/10.1002/ecs2.1367>].
- Graham, I, Gillespie, D, Gkikopoulou, K., Hastie, G., Thompson, P. (2023). Directional hydrophone clusters reveal evasive responses of small cetaceans to disturbance during construction at offshore windfarms. *Biology Letters*.19.
- Graham, I., Merchant, N., Farcas, A., Barton, T., Cheney, B., Bono, S. & Thompson, P. (2019). Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society open Science*. 6: 190335.
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. & Wilson, B., (2008). *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). (The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17031A6739565. [<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17027A6734992.en>]).
- Härkönen, T. (1977). Sälinventering i Kosterområdet, Göteborgs och Bohus län.
- Harrison, J. B., Sunday, J. M. & Rogers, S. M. (2019). Predicting the fate of eDNA in the environment and implications for studying biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286:20191409.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2021). Åtgärdsprogram för tumlare *Phocoena phocoena*.
- HELCOM. (2013). HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ. Proc.*
- HELCOM. (2018a). Population trends and abundance of seals. HELCOM core indicator report. ISSN 2343-2543. Online. (2023-11-22). [<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Population-trends-and-abundance-of-seals-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>].
- HELCOM. (2018b). Distribution of Baltic seals. HELCOM core indicator report. ISSN 2343-2543. Online. (2023-11-22). [<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Distribution-of-Baltic-seals-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>].
- HELCOM. (2023a). Population trends and abundance of seals – Grey seals. HELCOM core indicator report. Online. (2024-02-09), [<https://indicators.helcom.fi/indicator/grey-seal-abundance/>]. ISSN 2343-2543.
- HELCOM. (2023b). Distribution, population trends and abundance of Baltic seals data HOLAS 3. HELCOM Metadata catalogue. Hämtad från: [<https://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/6f3204c5-dd3f-497b-b16e-2b092daba924>] (2023-03-17).

- HELCOM. (2023c) Population trends and abundance of seals – Harbour seals. HELCOM core indicator report. Online. (2024-02-09), [<https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-seal-abundance/>]. ISSN 2343-2543.
- HELCOM (2023d) Distribution of Baltic seals – harbour seals. HELCOM core indicator report. Online. (2024-02-09), [<https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-seal-distribution/>]. ISSN 2343-2543.
- HELCOM (2023e) Distribution of Baltic seals – ringed seals. HELCOM core indicator report. Online. (2024-02-09), [<https://indicators.helcom.fi/indicator/ringed-seal-distribution/>].
- HELCOM. (2023f). Population trends and abundance of seals – Ringed seals. HELCOM core indicator report. Online. (2024-02-09), [<https://indicators.helcom.fi/indicator/ringed-seal-abundance/>]. ISSN 2343-2543.
- Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J. & Madsen, P. (2014). High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). J. Acoust. Soc. Am. 136(4):1640-1653.
- Hjorth Scharff-Olsen, C., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner, A. M., Botnen, A. B., Lundström, K., Möller, P.R. & Olsen, M. T. (2019) Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. ICES.
- Holt, M., Noren, D., Veirs, V., Emmons, C. & Veirs, S. (2009). Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. The Journal of the Acoustical Society of America. 125. EL27-32. 10.1121/1.3040028.
- ICES (2014). ICES Continuous Underwater Noise dataset. Copenhagen.
- ICES. (2015). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). London, UK, 9-12 February 2015. ICES CM 2015/ACOM:25. 114 pp.
- ICES. (2016). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 8–11 February 2016, Madrid, Spain. ICES CM 2016/ACOM:26. 117 pp.
- ICES. (2020). Workshop on fisheries emergency measures to minimize bycatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbour porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC).
- Johnston, D. W., Westgate, A. J. & Read, A. J. (2005). Effects of fine-scale oceanographic features on the distribution and movements of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Bay of Fundy. Mar. Ecol. Prog. Ser. 295, 279–293.
- Kastelein, R. A., Bunskoek, 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., Helder-Hoek, L., & Terhune, J. M. (2018). Hearing thresholds, for underwater sounds, of harbor seals (*Phoca vitulina*) at the water surface. Journal of the Acoustical Society of America, 143 (4), 2554-2563.
- 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.

- Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R. & Siebert, U. (2017). Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? PLoS ONE 12.
- Kindt-Larsen, L., Berg, C., Northridge, S. & Larsen, F. (2019). Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) reactions to pingers. Marine mammal Science 35(2): 552-573.
- Koopman, H. N. (1998). Topographical distribution of blubber of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Journal of Mammalogy 79, 260-270.
- Koschinski, S. (2001). Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. Ophelia 55.
- Kramer, S. H., Hamilton, C. D., Spencer, G. C. & Ogston, H. D. (2015). Evaluating the Potential for Marine and Hydrokinetic Devices to Act as Artificial Reefs or Fish Aggregating Devices, Based on Analysis of Surrogates in Tropical, Subtropical, and Temperate U.S. West Coast and Hawaiian Coastal Waters. OCS Study BOEM 2015-021. U.S. Department of Energy, Energy Efficiency and Renewable Energy, Golden, Colorado.
- Kyhn, L. A., Carlén, I., Carlström, J. & Tougaard, J. (2018). BALHAB Project report to ASCOBANS for the project "Baltic Sea Harbour porpoise foraging habitats (BALHAB)".
- Lah, L., D. Trense, H. Benke, P. Berggren, P. Gunnlaugsson, C. Lockyer, A. Öztürk, B. Öztürk, I. Pawliczka, A. Roos, U. Siebert, K. S. Ra, G. Víkingsson, & R. Tiedemann. (2016). Spatially explicit analysis of genome-wide SNPs detects subtle population structure in a mobile marine mammal, the harbor porpoise. PLoS ONE 11.
- Leopold, M. F., Begeman, L., van Bleijswijk, J. D. L., Ijseldijk, L. L., Witte, H. J. & Gröne, A. (2015). Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. Proc. R. Soc. B. 282: 20142429.
- Lockyer, C. & C. Kinze. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. NAMMCO Scientific Publications 5:143.
- Lockyer, C. (2007). All creatures great and smaller: A study in cetacean life history energetics. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 87, 1035.
- Løkkeborg, S., Humborstad, O-B., Jørgensen, T. & Soldad, A. V. (2002). Spatio-temporal variations in gillnet catch rates in the vicinity of North Sea oil platforms. ICES Journal of Marine Science, 59: S294-S299.
- Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. Marine Ecology Progress Series 309: 279-295.
- Markussen, N. H., Ryg, M. & Øritsland, N.A. (1990). Energy requirements for maintenance and growth of captive harbour seals, *Phoca vitulina*. Canadian Journal of Zoology, 68(3), pp. 423-426.
- McConnell, B., Lonergan, M. & Dietz, R. (2012). Interactions between seals and off-shore wind farms. The Crown Estate.
- Mikkelsen, L., Hermannsen, L., Beedholm, K., Madsen, P. & Tougaard, J. (2017). Simulated seal scarer sounds scare porpoises, but not seals: species specific responses to 12 kHz deterrence sound. R. Soc. Open. Sci. 4:170286.
- 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.

- Møhl, B. & Andersen, S. (1973). Echolocation: high-frequency component in the click of the harbour porpoise (*Phocoena ph. L.*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 54, 1368-1372.
- Murphy, S., Barber, J. L., Learmonth, J. A., Read, F. L., Deaville, R., Perkins, M. W., Brownlow, A., Davison, N., Penrose, R., Pierce, G. J., Law, R. J. & Jepson, P. D. (2015) Reproductive Failure in UK Harbour Porpoises *Phocoena phocoena*: Legacy of Pollutant Exposure?. *PLOS ONE* 10(7): e0131085. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131085>].
- Nabe-Nielsen, J., van Beest, F. M., Grimm, V., Sibly, R. M., Teilmann, J., & Thompson, P. M. (2018). Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conservation Letters*, 11(5), e12563.
- Nehls, G. & Betke, K. (2011). Darstellung und Bewertung der Auswirkungen von Schallemissionen durch Offshore-Rammarbeiten auf Meeressäuger. P. 45. BioConsult SH, Husum.
- NOAA. (2018) National Marine Fisheries Service. 2018. 2018 Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commer., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, 167 p.
- Northridge, S., Coram, A., Kingston, A. & Crawford, R. (2016.). Disentangling the causes of protected-species bycatch in gillnet fisheries. *Conserv. Biol.* doi:10.1111/cobi.12741.
- Olesiuk, P. F. (1993). Annual Prey Consumption By Harbor Seal (*Phoca vitulina*) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Fishery Bulletin*, 91, pp.491–515.
- Östersjöcentrum. (2023). Hur mår de stora djuren i Östersjön? Stockholms Universitet. Rapport 1/2023.
- Owen, K., Sköld, M. & Carlström, J. (2021). An increase in detection rates of the critically endangered Baltic Proper harbor porpoise in Swedish waters in recent years. *Conservation Science and Practice* 3.
- Pace, F., Robinson, C., Lumsden, C. & Martin, S. (2021). Underwater Sound Sources Characterisation Study: Energy Island, Denmark, Document 02539, Version 2.1, Technical report by JASCO Applied Sciences for Fugro Netherlands Marine B.V.
- Palka, D. L., Rossman, M. C., Vanatten, A. S. & Orphanides, C. D. (2008). Effect of pingers on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the US Northeast gillnet fishery. *J Cetacean Res Manag* 10: 217–226.
- Parks, S., Johnson, M., Nowacek, D. & Tyack, P. (2011). Individual right whales call louder in increased environmental noise. *Biol. Lett.* 7: 33-35.
- Pehlke, H., Nehls, G., Bellmann, M., Gerke, P. & Grunau, C. (2013). Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Off-shore-Rammarbeiten Projektkurztitel: HYDROSCALL-OFFBW II. P. 240. BioConsult SH, itap.
- Reiser, C. M., Funk, D. W., Rodrigues, R. & Hannay, D. (2011). Marine mammal monitoring and mitigation during marine geophysical surveys by Shell Offshore, Inc. in the Alaskan Chukchi and Beaufort seas, July–October 2010: 90-day report. LGL Rep. P1171E–1. Rep. from LGL Alaska Research Associates Inc., Anchorage, AK, and JASCO Applied Sciences, Victoria, BC for Shell Offshore Inc, Houston, TX, Nat. Mar. Fish. Serv., Silver Spring, MD, and U.S. Fish and Wild. Serv., Anchorage, AK. 240 pp, plus appendices.
- Richardson, W., Greene, C., Malme, C. & Thompson, D. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press, New York. Academic Press, New York.
- Rose, A., Brandt, M., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., Volkenandt, M., Wahl, V., Michalik, A., Wendeln, H., Freund, A., Ketzner, C., Limmer, B., Laczny, M. & Piper, W. (2019). Effects of

noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2). Report by IBL Umweltplanung GmbH.

- Russell, D. J. F., Brasseur, S. M. J. M., Thompson, D., Hastie, G. D., Janik, V. M., Aarts, G., McClintock, B. T., Matthiopoulos, J., Moss, S. E. W. & McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*. Volume 24. Issue 14, 2014. Pages R638-R639. ISSN 0960-9822. [<https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.033>].
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L. & McConnell, B. J. (2016), Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *J Appl Ecol*, 53: 1642-1652. [<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12678>]
- Ryg, M & Øritsland, N. A. (1991), Estimates of energy expenditure and energy consumption of ringed seals (*Phoca hispida*) throughout the year. *Polar Research*, 10: 595-602. [<https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.1991.tb00677.x>]
- SAMBAH. (2016). LIFE Project Number: LIFE08 NAT/S/000261. FINAL Report Covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. Location: Baltic Sea.
- Santos, M. B. , & Pierce, G. J. (2003). The diet of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic. *Oceanography & Marine Biology: An Annual Review* 41, 355-390
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Van Polanen Petel, T., Teilman, J. & Reijnders, P. (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters* 6:025102.
- SLU Artdatabanken. (2020). Rödlistade arter i Sverige (2020). SLU, Uppsala.
- SLU Artdatabanken. (2023a). Artfakta – Gråsäl (*Halichoerus grypus*). Hämtad från: [<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/halichoerus-grypus-100068>] (2023-11-22).
- SLU Artdatabanken. (2023b). Artfakta – Knubbsäl (*Phoca vitulina*). Hämtad från: [<https://artfakta.se/naturvard/taxon/phoca-vitulina-102708>] (2023-11-22).
- SLU Artdatabanken. (2023c). Artfakta – Vikare (*Pusa hispida*). Hämtad från: [<https://artfakta.se/artinformation/taxa/pusa-hispida-100104>] (2023-11-22).
- SMHI SHARKweb. (2023). Hämtad från [<https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/>] (2023-11-10).
- 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., Nowacek, D.P., Bowles, A.E., Senigaglia, V., Bejder, L. & Tyack P. (2021). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquatic Mammals* 47(5):421.464.
- Stalder, D., van Beest, F. M., Sveegaard, S., Dietz, R., Teilmann, J. & Nabe-Nielsen, J. (2020). Influence of environmental variability on harbour porpoise movement. *Marine Ecology Progress Series* 648:207–219.
- Stensland Isaeus, E., van der Meijs, F. & Isaeus, M. (2021). Tumlare i Kattegatt - Vindpark Galatea-Galene. *AquaBiota Report* 2021:02.
- Sveegaard, A., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, C. J., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, S. M-H., Andersen, W. L., Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3: 839-850.

- Sveegaard, S., Andreasen, H., Mouritsen, K. N., Jeppesen, J. P., Teilmann, J. & Kinze, C. C (2012a). Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology* 159:1029–1037.
- Sveegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N. & Teilmann, J. (2012b). Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 468, 245–253.
- Sveriges riksdag. (1998). Klimat- och näringslivsdepartementet, förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. 1998-09-03. Hämtad från [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-19981252-om-omradesskydd-enligt_sfs-1998-1252/] (2023-11-20).
- Sveriges riksdag. (2007). Miljödepartementet, artskyddsförordningen (2007:845). 2007-11-08. Hämtad från: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/artskyddsforordning-2007845_sfs-2007-845/] (2023-11-20).
- Sveriges vattenmiljö. (2023). Miljögifter. Tillståndet: 2023. Hämtad från: [<https://www.sverigesvattenmiljo.se/samar-vara-vatten/2023/sammanfattningar/85/0/8>] (2023-11-27).
- Teilmann, J., Dietz, R. & Sveegaard, S. (2022). The use of marine waters of Skåne by harbour porpoises in time and space. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 76 pp. Technical Report No. 236.
- Teilmann, J., Tougaard, J. & Carstensen, J. (2012). Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 offshore wind farm. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment an Energy no. 42 2012.
- Thiele, L. (1988). Underwater noise study from the icebreaker "John A. MacDonald" ..s.l.: Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS. Report 85.133.
- Todd, V. L. G., Pearse, W. D., Tregenza, N. C., Lepper, P. A. & Todd, I. B. (2009). Diel echolocation activity of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) around North Sea offshore gas installations. *ICES Journal of Marine Science*.
- Todd, V. L. G., Warley, J. C. & Todd, I. B. (2016). Meals on Wheels? A Decade of megafaunal visual and acoustic observations from offshore oil & gas rigs and platforms in the North and Irish Seas. *PLoS ONE* 11(4).
- 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.
- Tougaard, J. (2021a). Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy., Aarhus: Aarhus University DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Technical Report No. 225 [<http://dce2.au.dk/pub/TR225.pdf>].
- Tougaard, J. (2021b). Thresholds for noise induced hearing loss in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 34 s. – Scientific note no. 2021|28 [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021|28.pdf].
- Tougaard, J., Henriksen, O. & Miller, L. A. (2009). Underwater noise from three offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *Journal of the Acoustical Society of America* 125:3766-3773.
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. AM.* 148 (5).

- Tougaard, J., Tougaard, S., Jensen, R.C., Jensen, T., Teilmann, J., Adelung, D., Liebsch, N. & Müller, G. (2006). Harbour seals on Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev offshore wind farm. Final report to Vattenfall A/S Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum No.5, Esbjerg, Denmark.
- Tougaard, J., Beedholm, K., & Madsen, P. (2022). Thresholds for noise induced hearing loss in harbor porpoises and phocid seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 151 (6).
- Tricas, T. & Gill, A. (2011). Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species. P. 121. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA.
- Valdemarsen, J. W. (1979). Behaviour aspects of fish in relation to oil platforms in the North Sea. International Council for the Exploration of the Sea, Fishing Technology Committee; 1979/B:27.
- van Beest, F. M., Teilmann, J., Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Stalder, D., Sveegaard, S. & Nabe-Nielsen, J. (2018). Environmental drivers of harbour porpoise fine-scale movements. *Mar Biol* 165, 95. [<https://doi.org/10.1007/s00227-018-3346-7>].
- Verfuß, T. (2014). Noise mitigation systems and low-noise installation technologies. ISBN: 978-3-658-02461-1: 10.1007/978-3-658-02462-8_16.
- Verfuß, U., Miller, L. A., Pilz, P. K. D. & Schnitzler, H-U. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *J Exp Biol* 15 March 2009; 212 (6): 823–834. [[doi: https://doi.org/10.1242/jeb.022137](https://doi.org/10.1242/jeb.022137)].
- Vernerback, C. (2018). Harbor seals in the Baltic Sea - Fish consumption, energetic needs, and nutritional status.
- Viklund, K. (2019). Miljögifter i Östersjön - en exposé. Östersjöcentrum, Stockholms Universitet. Rapport 1/2019.
- Villadsgaard, A., Wahlberg, M. & Tougaard, J. (2007). Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Journal of Experimental Biology* 210: 56-64.
- Westphal, L., Klemens, L., Reif, F., van Neer, A. & Dähne, M. (2023). First evidence of grey seal predation on marine mammals in the German Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, Volume 192, 2023. 102350. ISSN 1385-1101. [<https://doi.org/10.1016/j.seares.2023.102350>] [<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385110123000175>]
- Wiemann, A., L. W. Andersen, L. W., P. Berggren, P., U. Siebert, U., H. Benke, H., J. Teilmann, J., C. Lockyer, C., I. Pawliczka, I., K. Skóra, K., A. Roos, A., T. Lyrholm, T., K. B. Paulus, K. B., V. Ketmaier, V. & R. Tiedemann, R. (2010). Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11.
- Wisniewska, D. M. M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L. A. A., Siebert, U. & Madsen, P. T. T. (2016). Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology* 26:1441–1446.
- Woodley, T. H. & A. J. Read. (1991). Potential rates of increase of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(12), 2429-2435.
- WWF Polen. (2015). Removal of derelict fishing gear, lost or discarded by fishermen in the Baltic Sea. Final Report, October 2015.