

# Olof Skötkonung - Undervattensljud

## Kompletterande frågor avseende undervattensljud

PM:et är översatt från engelska till svenska. Originalversionen av PM:et (engelska) är den gällande versionen för tillståndsansökan.

Deep Wind Offshore

---

Datum: 12 november 2024

### Innehåll

<b>1</b>	<b>Introduktion .....</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>Osäkerheter med modellen .....</b>	<b>2</b>
2.1	Miljöförhållanden .....	2
2.1.1	Batymetri .....	2
2.1.2	Bottensediment.....	2
2.1.3	Vattentemperatur-, salinitets- och ljudhastighetsprofiler.....	3
2.2	Källmodell.....	3
2.3	Summering.....	3
<b>3</b>	<b>Ljuddämpande åtgärder för undervattensljud .....</b>	<b>4</b>
<b>4</b>	<b>Förtydligande av modelleringspositioner .....</b>	<b>4</b>
<b>5</b>	<b>Modelleringsresultat för ytterligare position .....</b>	<b>5</b>
5.1	Påverkansavstånd för fisk.....	6
5.2	Påverkansavstånd för marina däggdjur.....	9
<b>6</b>	<b>Uppdaterad utvärdering för undervattensljud under driftfasen .....</b>	<b>13</b>
6.1	Undervattensljud som en funktion av turbinstorlek.....	13
6.2	Undervattensljud som en funktion av vattendjup.....	14
6.3	Påverkan från vindhastighet.....	14
6.4	Frekvensinnehåll som en funktion av turbinstorlek och turbin typ .....	15
6.5	Utvärdering av undervattensljud från driftsatta turbiner .....	17
6.5.1	Driftljud från enkla turbiner .....	17
6.5.1.1	Påverkan på säl från enskilda driftsatta turbiner.....	18
6.5.1.2	Påverkan på tumlare från enskilda driftsatta turbiner.....	18
6.5.1.3	Påverkan på fisk från enkla driftsatta turbiner .....	19
6.5.2	Driftljud från en hel vindkraftpark .....	19
6.5.2.1	Påverkan på säl från en hel driftsatt vindkraftpark.....	19
6.5.2.2	Påverkan på tumlare från en hel driftsatt vindkraftpark .....	20

6.5.2.3	Påverkan på fisk från en hel driftsatt vindkraftpark .....	20
6.6	Ljud från servicefartyg .....	20
<b>7</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>22</b>

## 1 Introduktion

Detta PM ger förtydliganden och uppdateringar om ämnen relaterade till undervattensljudmodelleringen daterad 30.11.2023 för vindkraftspark Olof Skötkonung, på uppdrag av Deep Wind Offshore. Som svar på myndigheternas begäran om ytterligare information behandlar detta dokument följande ämnen:

- 1) Förtydliganden av osäkerheter i modelleringen, gällande indata.
- 2) Ytterligare förtydliganden om ljuddämpande åtgärder för undervattensljud.
- 3) Förtydliganden av val av modelleringspositioner.
- 4) Dokumentation av spridning av undervattensljud från ytterligare en position närmare det norra Natura 2000-området SE0630263 Finngrundet – Norra banken.
- 5) Förtydliganden av spridning av undervattensljud från driftsatta turbiner och variation till följd av skillnader i fundamentalsdesign och turbinteknologi.

## 2 Osäkerheter med modellen

Modellering av spridning av undervattensljud i de tidiga stadierna av utvecklandet av en havsbaserad vindkraftspark är kopplat till stora osäkerheter och därför konservativa antaganden. Det beror i första hand på bristen av tillräckliga miljöparametrar, osäkerheter i vindkraftsparkens layout, påldimensioner och dess installationsprocess. Indata och osäkerheter kopplade till dem beskrivs översiktligt i följande avsnitt.

### 2.1 Miljöförhållanden

Den första delen av modelleringen bygger på att skapa en miljömodell av batymetri, bottensedimentets komposition samt vattentemperatur-, salthalts- och ljudhastighetsprofiler. I de tidiga stadierna av projektutvecklingen saknas ofta detaljerade geofysiska och geotekniska studier, och grunden för miljömodellens indata måste därför förlita sig på redan befintliga data, som ofta är begränsade i noggrannhet eller föråldrade. Detta introducerar osäkerhet i modellen. Tillvägagångssättet i denna modellering var därför att använda konservativa miljöindata, och genom detta tillvägagångssätt säkerställa att de faktiska förhållandena kommer att resultera i kortare påverkansavstånd. I följande avsnitt diskuteras osäkerheterna kring de olika miljöindata var för sig.

#### 2.1.1 Batymetri

Batymetrin som används i modellen kommer från den offentligt tillgängliga databasen EMODnet. Upplösningen av modellen i projektområdet är 125 m x 125 m. Eventuella variationer i mindre skala fångas därför inte exakt i modellen. Osäkerheterna i undervattensljudmodelleringen relaterade till denna indata anses vara försumbara. För mer information om batymetrimodellen, se avsnitt 6.1.1 i NIRAS (2023).

#### 2.1.2 Bottensediment

Detaljerade geofysiska och geotekniska studier av projektplatsen är sällan tillgängliga vid tidiga projektstadier för undervattensljudmodelleringar, varför den bästa tillgängliga kunskapen om typer av ytsediment och

tjockleken på de översta sedimentlagren istället används. Detta inkluderar vanligtvis grova offentligt tillgängliga data, t.ex. från EMODnet, med begränsad detaljnivå och brist på information som lagertjocklekar. Detta introducerar en osäkerhet i miljömodellen. I modelleringen dämpas detta på två sätt genom att välja konservativa värden. För lagertyperna väljs de minst absorberande sedimenttyperna i regionen, medan lagertjockleken minimeras för mjukare sediment och maximeras för hårdare sediment, för att minska havsbottnens absorption. Genom detta tillvägagångssätt kommer modellen att vara konservativ och resultera i längre påverkansavstånd.

### **2.1.3 Vattentemperatur-, salinitets- och ljudhastighetsprofiler**

Ljudspridning i havsvatten påverkas av temperaturen och salthalten i hela vattenkolumnen. Båda parametrarna varierar med djup, årstid, väderförhållanden och kan också förändras från år till år. I tidig planering är det därför inte möjligt att exakt förutsäga hur temperaturen och salthalten kommer att vara flera år framåt i tiden, när fundamenten ska installeras. Denna osäkerhet dämpas i modelleringen genom att undersöka den fysiska prognosmodellen från Copernicus för 2023 och välja de förhållanden som anses mest sannolika över hela året, som resulterar i den längsta ljudspridningen. Temperaturen, salthalten och deras derivat, ljudhastigheten, som implementerats i modellen, anses därför vara konservativa uppskattningar.

## **2.2 Källmodell**

Källmodellen, det vill säga spridning av undervattensljud från hammarslag av pin piles i havsbotten, är också förknippad med ett antal osäkerheter. I NIRAS (2023) diskuteras dessa osäkerheter mer detaljerat (avsnitt 8.1). Det anses inte vara möjligt att minska denna osäkerhet i tidiga prognoser. Däremot kan den minskas när slutlig påldesign och pålningsstudier finns tillgängliga.

För fackverksfundament i djupare vatten är pållängden sannolikt mindre än vattendjupet. Pålen är därför nedsänkt under hela installationen. Under installationens gång fortsätter pållängden ovanför havsbotten att minska, eftersom den tränger djupare in i sedimentet. En minskning av pålens yta inom vattenkolumnen minskar också spridningen av undervattensljud (Bellmann, et al. 2020). Källmodellen i modelleringen antar full täckning av vattenkolumnen för pålen under hela installationen, som en konservativ metod, och utelämnar därmed minskningen av källnivån över tid när pålpenetrationen ökar. Detta resulterar i konservativa påverkansavstånd.

## **2.3 Summering**

Sammanfattningsvis finns det ett antal osäkerheter i denna tidiga modellering för undervattensljud, men som beskrivs i avsnitten ovan, används en konservativ metod för varje osäkerhet, vilket resulterar i konservativa påverkansavstånd.

### 3 Ljuddämpande åtgärder för undervattensljud

Korta beskrivningar av typiska åtgärder för att minska undervattensljud i samband med pålning finns i NIRAS (2023), i avsnitt 8.6. Dessa inkluderar slagtekniker samt externa ljuddämpningsåtgärder som bubbelgardiner, Hydro Sound Dampers (HSD) och pålskydd/pålhylsor (pile sleeves). Effektiviteten av sådana åtgärder varierar från projekt till projekt, beroende på platsens miljöförhållanden.

Som ett exempel har en ökning av vattendjup visat sig leda till minskad effektivitet hos bubbelgardiner (Bellmann, et al. 2020). Genom att öka lufttrycket för bubbelgardinen kan dock denna minskning delvis eller helt kompenseras för. Ju större vattendjup, desto mer kompressorkraft krävs för att tillföra luft till slangarna på havsbotten, från vilka luften stiger som bubblor. Under de senaste åren har bubbelgardinsystemet använts på allt större djup, och det är okänt vid vilket djup lösningen blir ogenomförbar. En mer omfattande diskussion om åtgärdseffektivitet och osäkerheter finns i avsnitt 8.6.2 och 8.6.3 i NIRAS (2023).

Även om modelleringen inkluderar dämpningseffekter baserade på dokumenterad effektivitet hos enkel stor bubbelgardin (BBC) och dubbel stor bubbelgardin (DBBC), är det viktigt att notera att modelleringen inte specificerar ett krav på att den faktiska installationen ska använda dessa specifika dämpningsmetoder, utan snarare syftar till att visa vad som är möjligt med de för närvarande tillgängliga metoderna. Bubbelgardiner används därmed som proxyer för dämpning, med vetskapen om att utvecklingen av nya och förbättringen av befintliga ljuddämpande åtgärder är en pågående process. Det är troligt att nuvarande dämpningssystem inte kommer att vara den bästa tillgängliga tekniken vid tidpunkten för byggnationen av detta projekt.

Som exempel hävdar senaste utvecklingen inom slagtekniker, såsom IQIP PULSE-systemet (<https://iqip.com/pulse/>), en minskning av källnivån på SEL: 6 – 9 dB. Det finns dock för närvarande inga offentliga mätningar som dokumenterat den effekten. Det är ett system som fungerar oavsett djup och är lämpligt för undervattenspålning, vilket krävs för fackverksfundament med pin piles. Modellen från IQIP antog en dämpningseffektivitet på SEL: 12 dB för BBC och 15 dB för DBBC. Eftersom dämpningseffekten ännu inte har dokumenterats, är det dock inte möjligt att inkludera den i modellen för detta projekt.

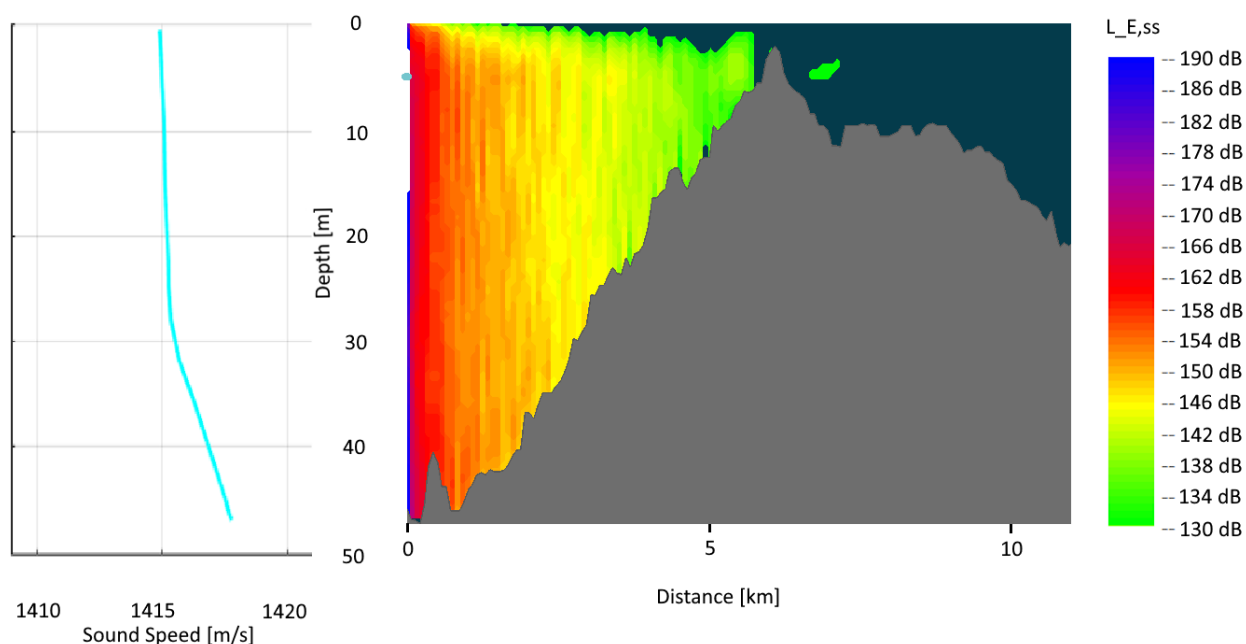
Ett annat system som främst har använts för monopiles är pålskydd/pålhylsor. Systemet utgörs av en dubbelväggig, luftfylld fysisk hylsa som placeras runt pålen som ska installeras, vilket skapar en barriär för undervattensljud mot miljön utanför hylsan. Sådana system skulle teoretiskt sett också kunna användas för installation av pin piles, även i djupare vatten, men det finns för närvarande ingen tillgänglig information om dämpningseffektiviteten för en sådan installation. Det var därför inte möjligt att inkludera det i modellen för detta projekt.

### 4 Förtydligande av modelleringspositioner

I modelleringen av NIRAS (2023), liksom i avsnitt 5, presenteras resultat av undervattensljudmodellering för totalt 6 positioner inom projektområdet. Positionerna i den norra delen av projektområdet (position 1, 3, 5 och 6) placerades vid ytterkanten av projektområdet. Positionerna återspeglar inte planerade turbinpositioner, utan valdes som de närmaste platserna mot de närliggande Natura 2000-områdena. Detta gjordes i ett försök för att illustrera överlappning av undervattensbuller i Natura 2000-områdena i ett absolut worst case-scenario, om en turbin skulle placeras där. Det byggbara området är dock reducerat så att en buffertzona på 2 km införs mot de närliggande Natura 2000-områdena. Faktiska installationspositioner skulle därför vara 2 km längre bort från Natura 2000-områdena än vad som antas i modelleringen.

Effekten av detta, i termer av undervattensljud, är att för riktningar med platt batymetri (främst i riktningar söderut från de norra modellerade positionerna), skulle påverkansavstånden vara desamma, vilket innebär att konturerna skulle förskjutas längre söderut. Detta beror på att påverkansavstånden i dessa riktningar främst är kopplade till ljudspridningsförlusten som följer av ökat avstånd.

Mot alla Natura 2000-områden förändras dock batymetrin snabbt, i övergång till mycket grunt vatten i Natura 2000-områdena, jämfört med projektområdet. Detta begränsar ljudspridningen, särskilt för de lägre frekvenserna, där fiskar kan höra ljudet, som beskrivs mer detaljerat i avsnitt 8.1.4 i NIRAS (2023). Ett exempel på denna effekt visas i Figur 4.1.



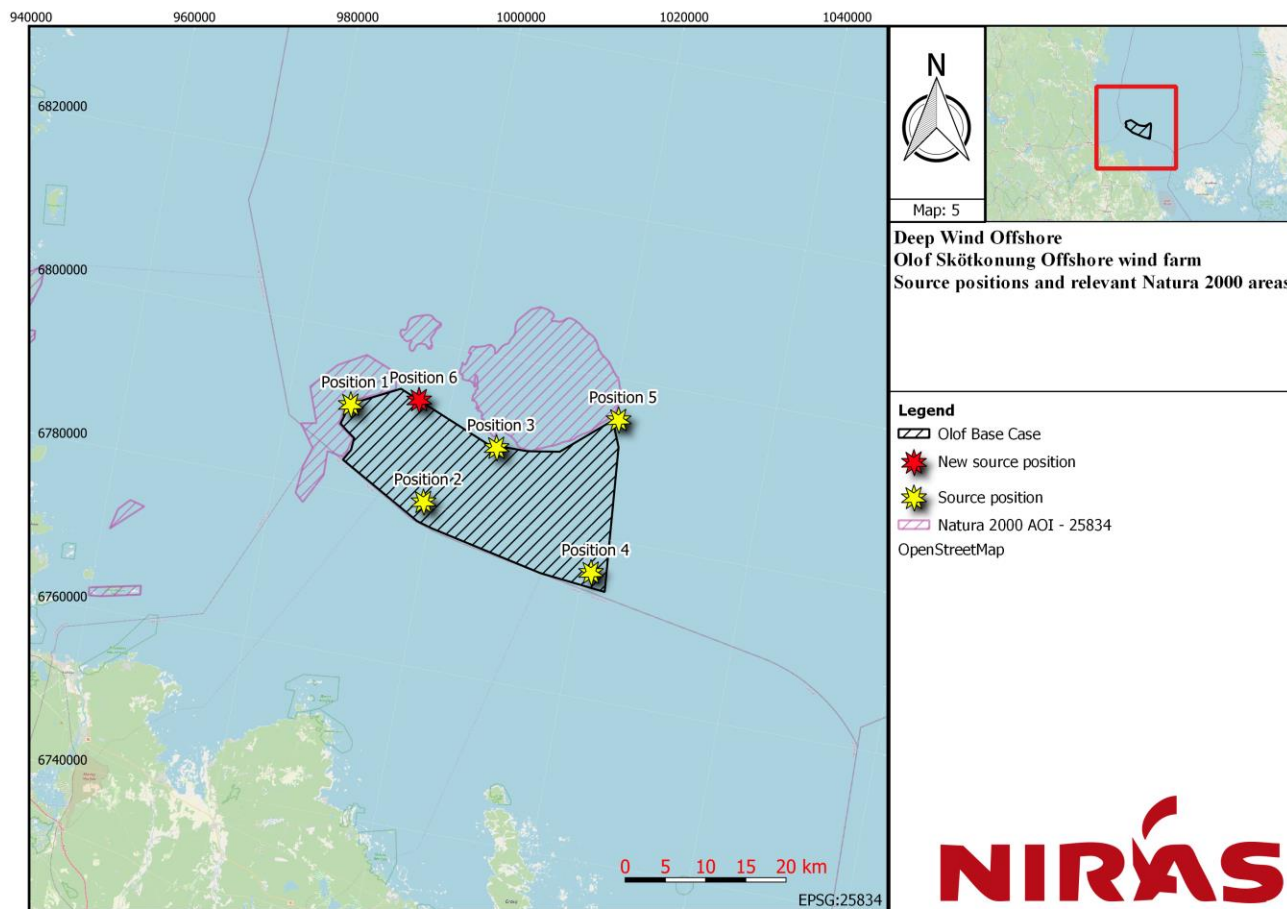
Figur 4.1. Ljudspridningen från pålning vid den modellerade position 6 i riktning mot Natura 2000-området "Finngundet – Västra banken". De gråa ytorna representerar batymetrin, medan områdena ovanför representerar vattenkolumnen. Ljudnivåerna visas i färgskalan, där kalla färger representerar låga ljudnivåer och rött illustrerar höga ljudnivåer.

Påverkansavstånden i riktning mot Natura 2000-områdena begränsas därför främst av batymetrin inom Natura 2000-områdena, snarare än en avståndsrelaterad ljudspridningsförlust. Konsekvenserna av en förskjutning på 2 km bort från Natura 2000-området skulle därför inte resultera i en förskjutning på 2 km av påverkansavstånden i riktning mot Natura 2000-områdena. I worst case-scenariot skulle det resultera i konturer som är liknande, i riktning mot Natura 2000-områdena, men inte sträcker sig längre än de för närvarande rapporterade påverkanszonerna. Den nuvarande rapporterade överlappningen med Natura 2000-områdena anses därför fortfarande vara worst case-scenariot. I det mer realistiska fallet skulle konturerna, och därmed påverkanszonerna, förskjutas något bort från Natura 2000-områdena, på grund av den ökade avståndsrelaterade ljudspridningsförlusten. Modelleringen anses därför återspegla ett konservativt scenario med avseende på påverkan av undervattensljud i Natura 2000-områdena.

## 5 Modelleringsresultat för ytterligare position

En ytterligare källposition har beräknats för konstruktionsscenarioet utöver positionerna 1 – 5, se Figur 5.1. Position 6 är belägen inom projektområdet, vid den närmaste punkten till den nordligaste delen av Natura

2000-området Finngrundet - Norra banken. Modelleringsproceduren, indata och resultat följer alla tillvägagångssättet i modelleringen för positionerna 1-5, som rapporterats i NIRAS (2023).



Figur 5.1. Den nya källpositionen (6) i rött, i tillägg till de ursprungliga källpositionerna som inkluderas i den ursprungliga modelleringen.

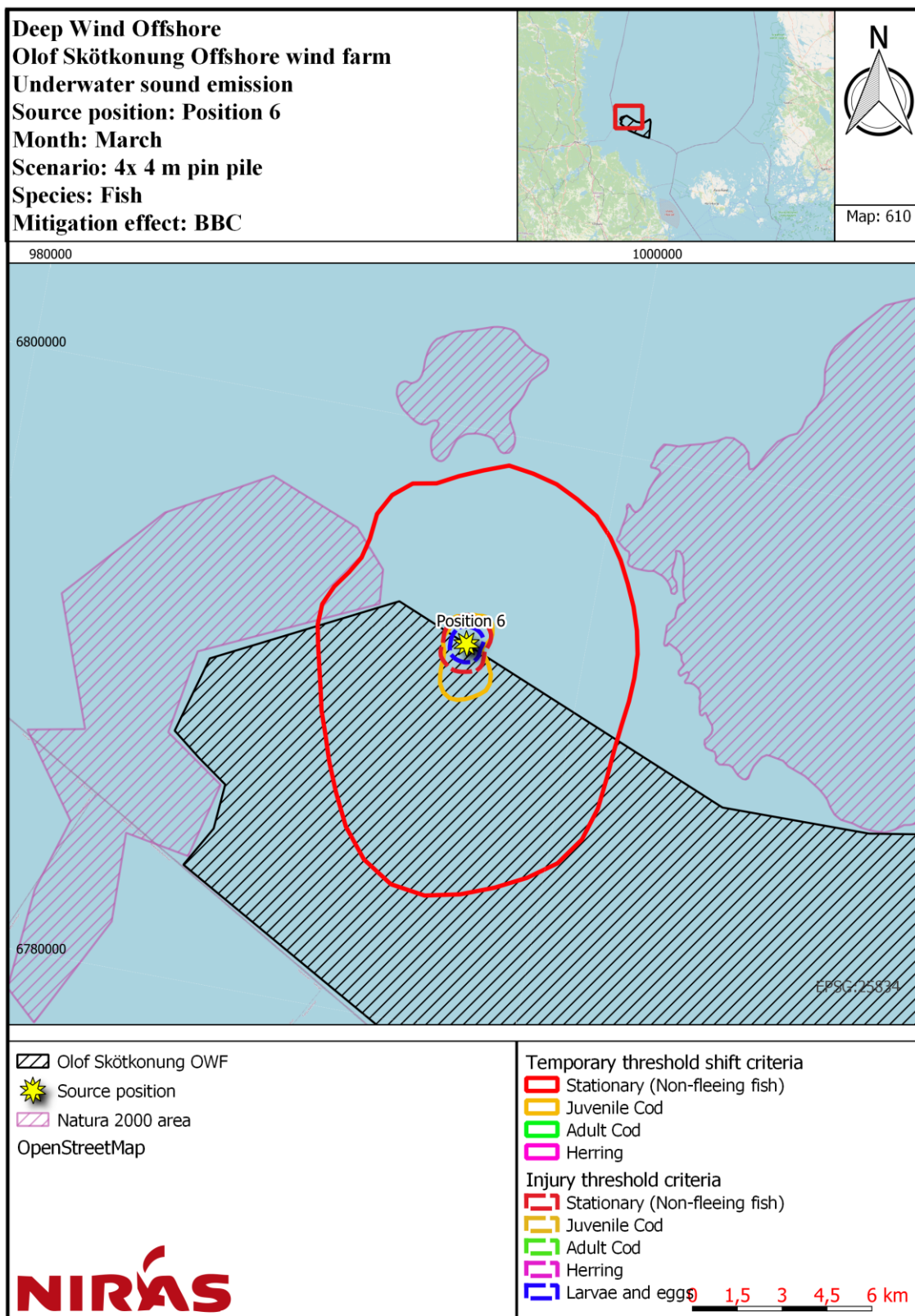
De resulterande påverkansavstånden visas för position 6, i samma format som presenteras för positionerna 1-5 i avsnitt 8.8 i modelleringsrapporten (NIRAS, 2023).

## 5.1 Påverkansavstånd för fisk

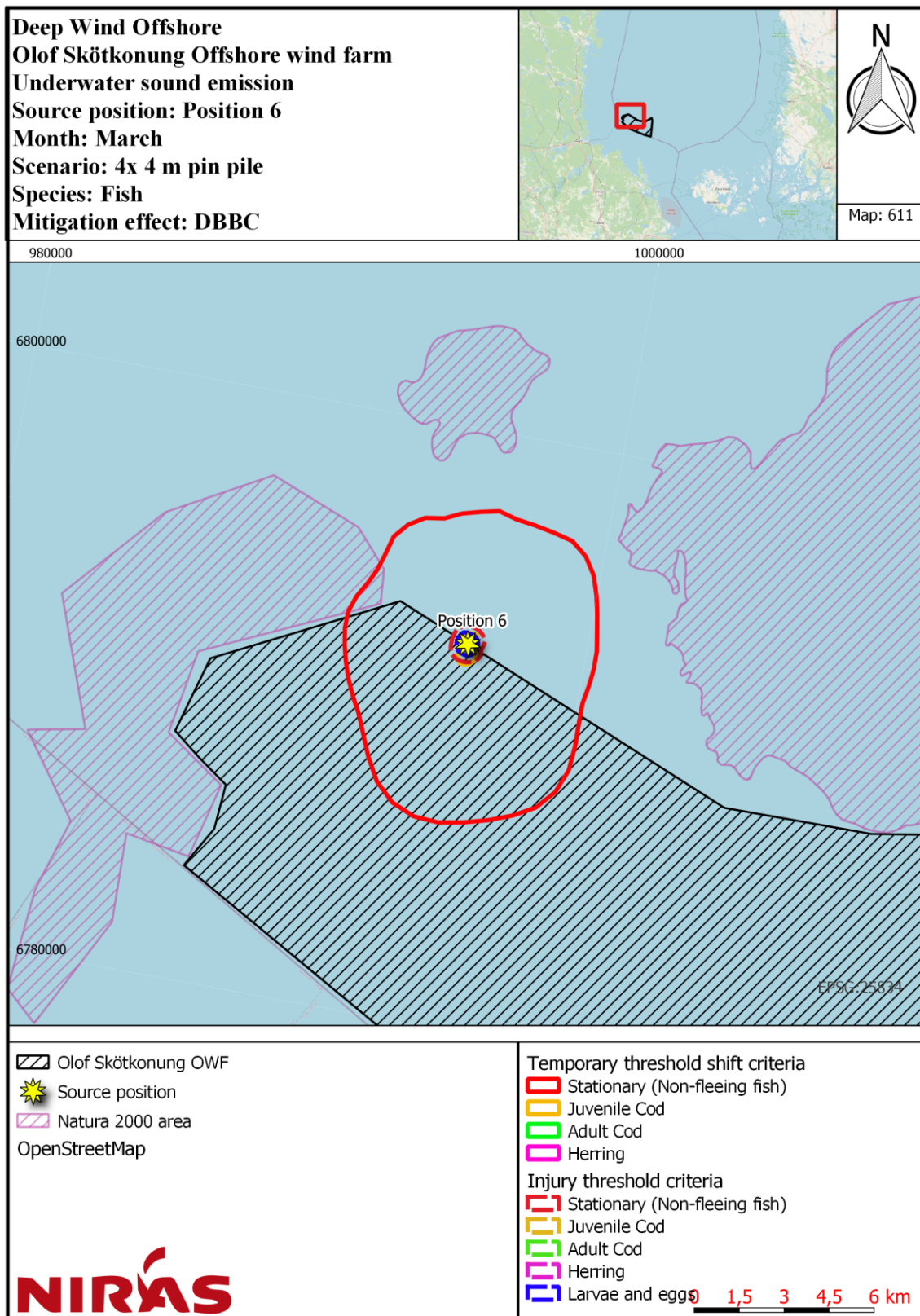
Påverkansavstånd för fisk presenteras numeriskt i tabellform (Tabell 5.1) och grafiskt (Figur 5.2-Figur 5.3). Tabell 5.2 visar den totala påverkade ytan i km<sup>2</sup> för tröskelvärdena för TTS för fisk.

Tabell 5.1. Påverkansavstånd för fisk beräknat för position 6, med BBC respektive DBBC applicerat.

Position	Skada ( $r_{skada}$ )					TTS ( $r_{TTS}$ )			
	Stationär	Juvenil Torsk	Vuxen Torsk	Strömming	Larver och ägg	Stationär	Juvenil Torsk	Vuxen Torsk	Strömming
4-benat fackverksfundament med 4 m diameter pin piles, BBC, mars									
6	975 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	625 m	8,6 km	1,9 km	< 200 m	< 200 m
4-benat fackverksfundament med 4 m diameter pin piles, DBBC, mars									
6	650 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	425 m	6,1 km	725 m	< 200 m	< 200 m



Figur 5.2. Riktningensberoende påverkat område för tröskelkriterier för TTS och skada för fisk under anläggning av pin piles med användande av ljuddämpande åtgärd motsvarande BBC. Heldragna linjer representerar TTS-värden, medan streckade linjer representerar påverkansavstånd för skada.



Figur 5.3. Riktningens beroende påverkat område för tröskelkriterier för TTS och skada för fisk under anläggning av pin piles med användande av luddämpande åtgärd motsvarande DBBC. Heldragna linjer representerar TTS-värden, medan streckade linjer representerar påverkansavstånd för skada.



Tabell 5.2. Påverkat område i km<sup>2</sup> för tröskelvärde för TTS för fisk.

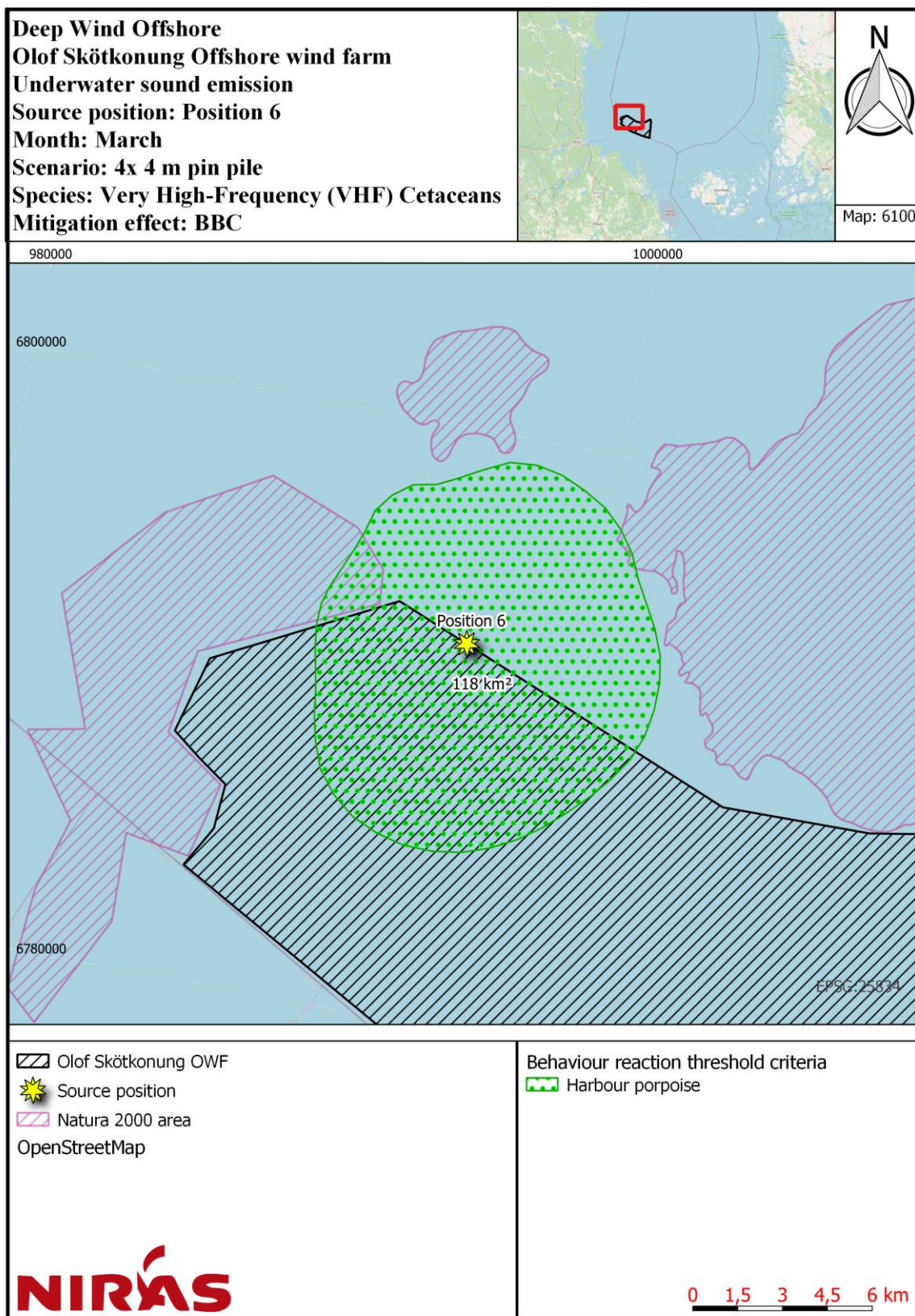
Position	Påverkat område (TTS) [km <sup>2</sup> ]			
	Stationär	Juvenil Torsk	Vuxen Torsk	Strömning
4-benat fackverksfundament med 4 m diameter pin piles, BBC, mars				
6	121	4	< 1	< 1
4-benat fackverksfundament med 4 m diameter pin piles, DBBC, mars				
6	71	1	< 1	< 1

## 5.2 Påverkansavstånd för marina däggdjur

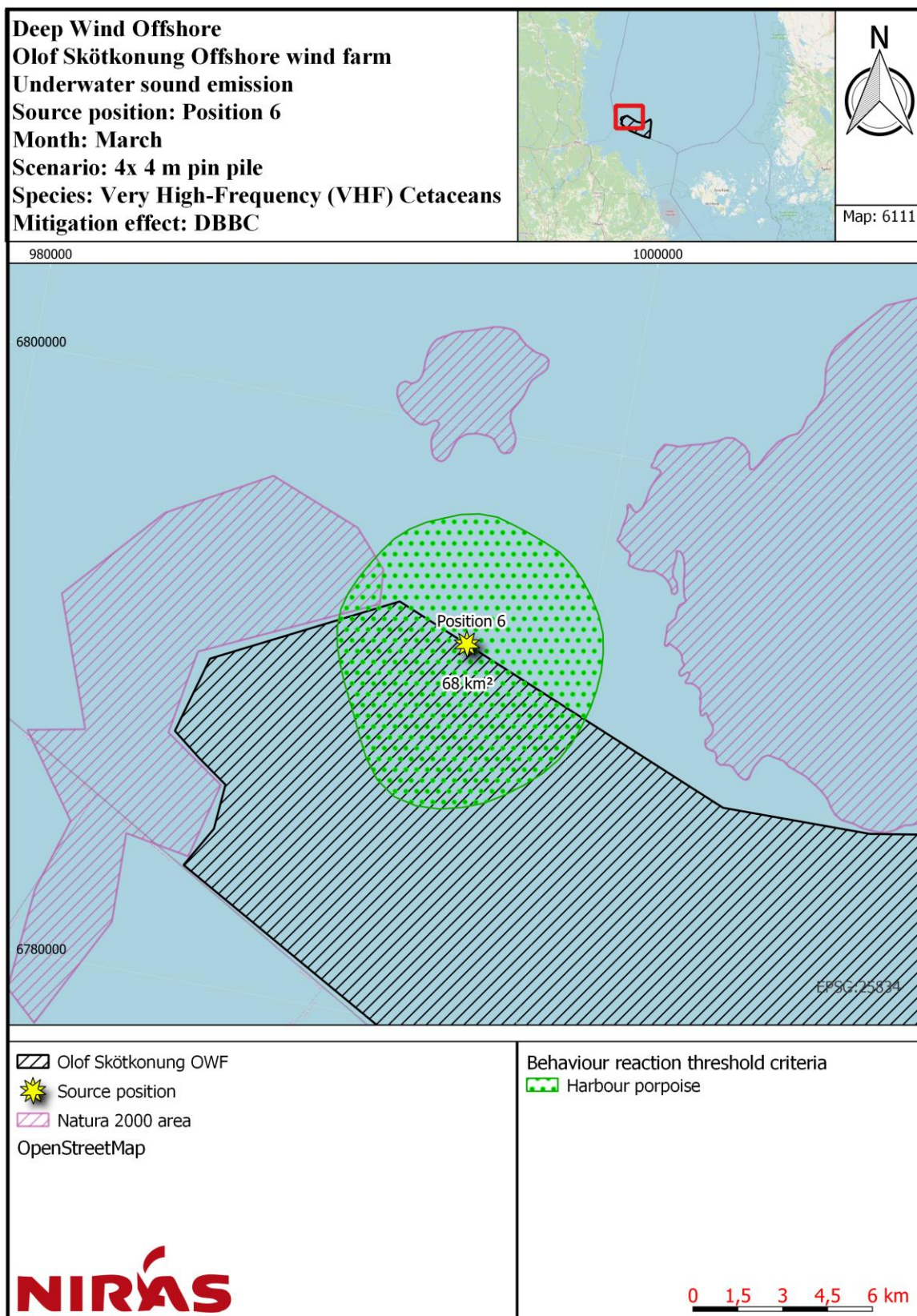
Påverkansavstånd för tumlare och säl presenteras numeriskt i tabellform (Tabell 5.3) och grafiskt (Figur 5.4-Figur 5.5). Tabell 5.4 visar den totala påverkade ytan i km<sup>2</sup> för tröskelvärdet för beteende för tumlare.

Tabell 5.3. Påverkansavstånd för tumlare och säl beräknat för position 6 med BBC respektive DBBC applicerat.

Position	Påverkansavstånd för tröskelvärden för marina däggdjur				Beteende Tumlare (VHF)
	PTS		TTS		
	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	Tumlare (VHF)	Säl (PCW)	
4-benat fackverksfundament med 4 m diameter pin piles, BBC, mars					
6	< 200 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	7,1 km
4-benat fackverksfundament med 4 m diameter pin piles, DBBC, mars					
6	< 200 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	5,7 km



Figur 5.4. Riktningensberoende påverkat område för tröskelvärde för beteendereaktion hos tumlare, vid ett påslag med maximal slagenergi, med användande av ljuddämpande åtgärder motsvarande en BBC.



Figur 5.5. Riktningensberoende påverkat område för tröskelvärdet för beteendereaktion hos tumlare, vid ett påslag med maximal slagenergi, med användande av ljuddämpande åtgärder motsvarande en DBBC.

Tabell 5.4. Påverkat område i km<sup>2</sup> för beteendevärdet för tumlare.

Position	Påverkat område (beteende hos tumlare) [km <sup>2</sup> ]
	4-benat fackverksfundament, BBC, Mars
6	118
	4-benat fackverksfundament, DBBC, Mars
6	68

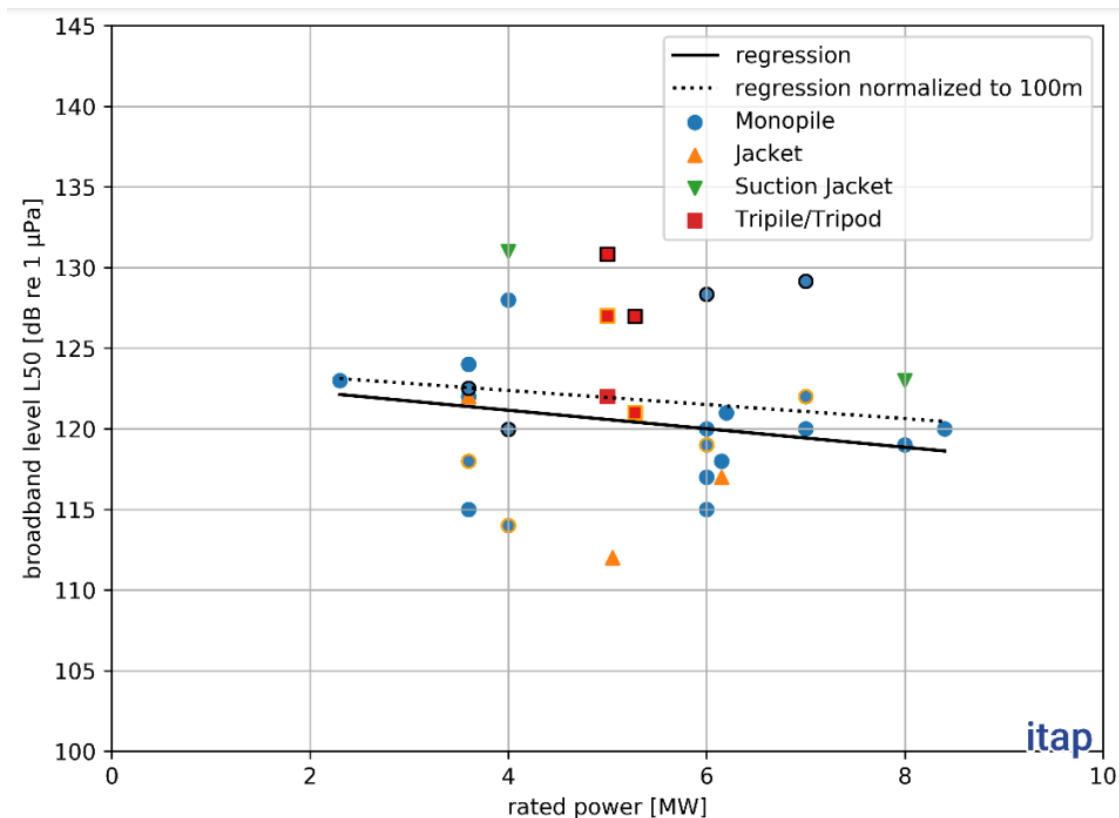
## 6 Uppdaterad utvärdering för undervattensljud under driftsfasen

Undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk härrör främst från två källor: mekaniska vibrationer i nacellen (växellåda etc.), som överförs genom tornet och sprids i det omgivande vattnet genom fundamentet; samt undervattensljud från servicefartyg i vindkraftsparksområdet. I en översikt av Bellmann et al. (2023) utvärderas mätningar av undervattensljud från befintliga operativa vindkraftverk inklusive undervattensljud från servicefartyg. Totalt ingick 27 turbiner i drift i översikten, med turbinstorlekar på 2,3–8,0 MW.

Fundamenttyperna var främst monopiles, men även sugkammare (suction jacket), fackverks- och tripodfundament ingick i datasetet. Eftersom undervattensljud som sprids under drift kommer att bero på konstruktionen som sprider ljudet (fundamentet), kommer dess form, material och storlek att spela roll. Det finns dock inte tillräckligt med data tillgänglig för andra fundamenttyper än monopiles för att möjliggöra en vetenskaplig jämförelse av undervattensljudspridningen mellan olika fundamenttyper. Turbintekniken (direktdrift vs. växellåda) kommer också att påverka spridningen av det operativa undervattensljudet.

### 6.1 Undervattensljud som en funktion av turbinstorlek

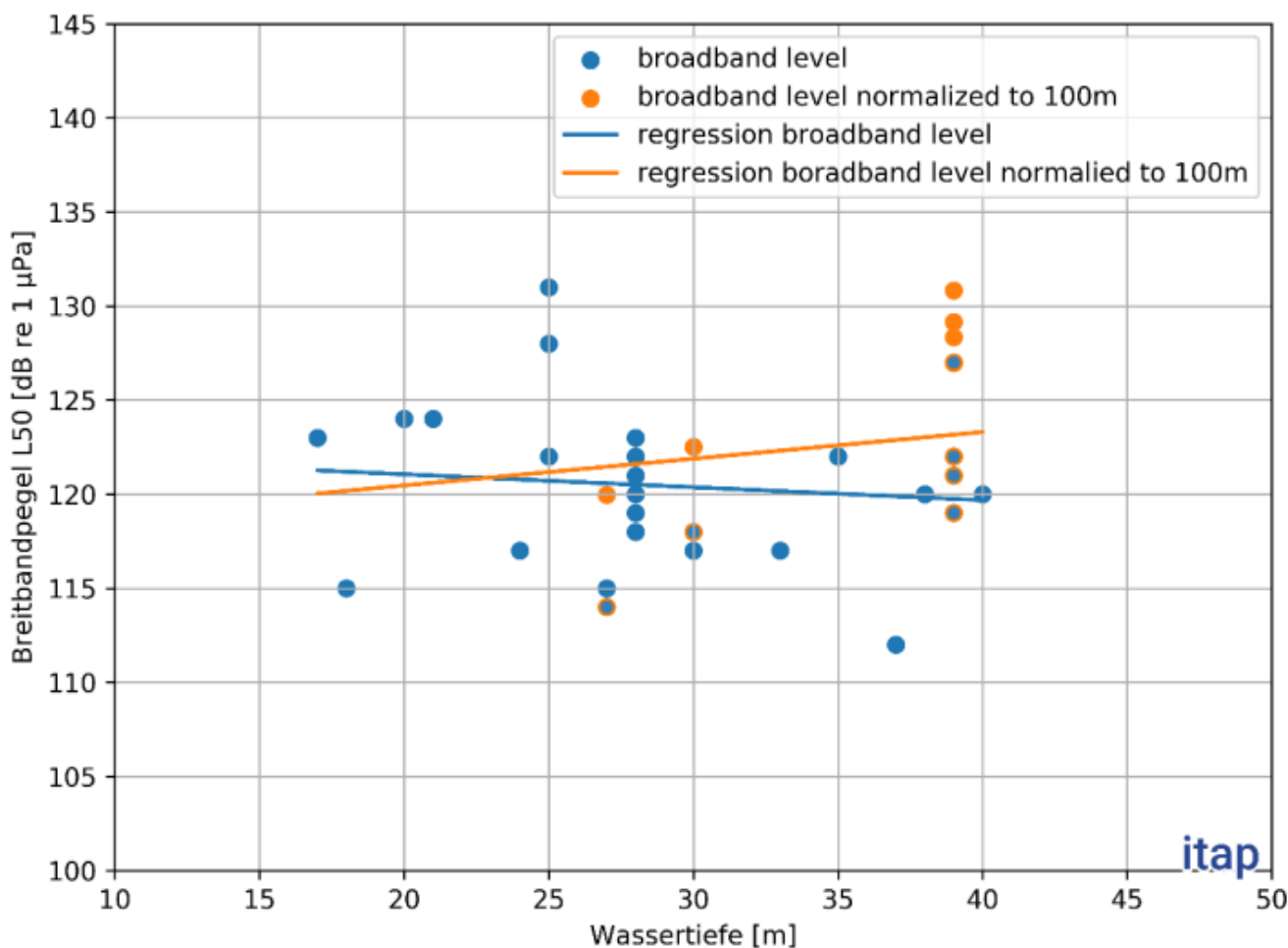
Den övergripande trendlinjen som föreslås i Bellmann et al. (2023), utan att ta hänsyn till fundamenttyp eller storlek, eller turbinteknik, utan enbart den nominella effekten av turbinen, visas i Figur 6.1. Trendlinjen visar att en ökning av turbinstorlek inte översätts till en ökning av spridning av undervattensljud. Istället indikerar datasetet en minskning av spridning av undervattensljud. Datasetet inkluderar turbiner med upp till 8 MW nominell effekt, och bör därför betraktas med försiktighet när man uppskattar spridningen av undervattensljud från turbiner större än 8 MW.



Figur 6.1. Förhållandet mellan uppmätt bredbandat undervattensljud och turbinstorlek sammansatt från tillgängliga källor. Mätningar har normaliserats till ett avstånd på 100 m från turbinerna och vindklass "Hög". Från Bellmann et al. (2023).

## 6.2 Undervattensljud som en funktion av vattendjup

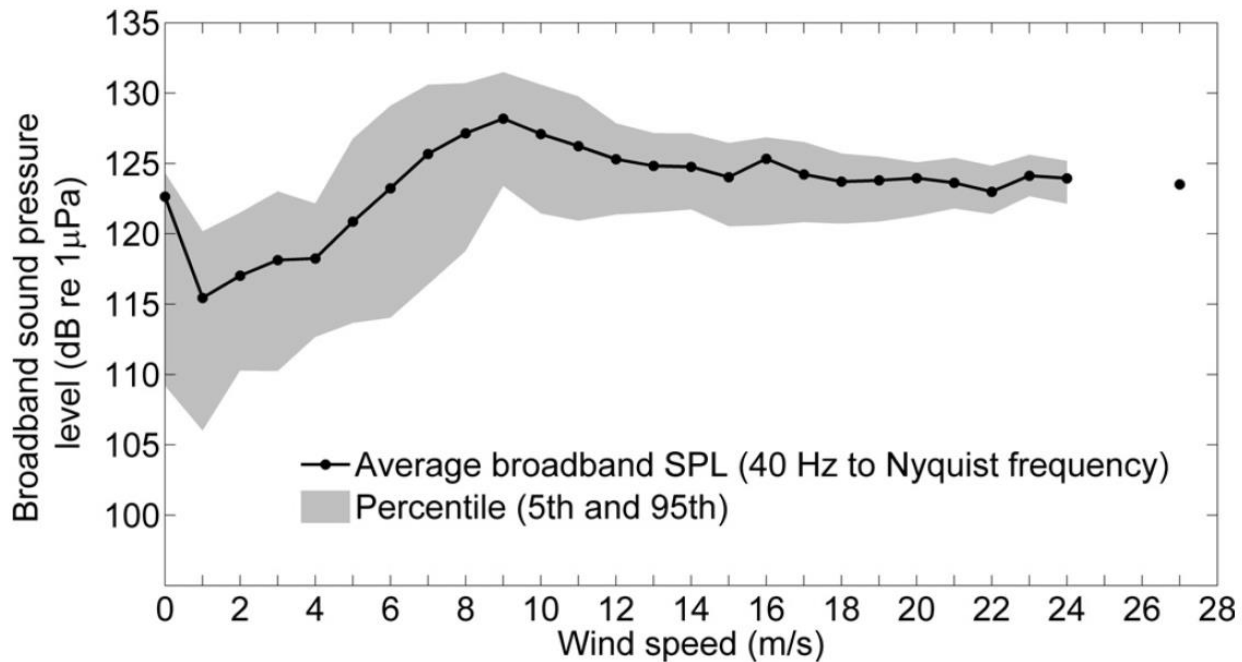
Beroendet av vattendjup visas i Figur 6.2. Data visar att en ökning av vattendjup, och därmed en större pålyta i kontakt med vattnet, resulterar i en liten ökning av spridning av undervattensljud, när man undersöker normaliserade mätdata. Detta kan bero på en ökad avskärningsfrekvens (cut-off frequency), som är en funktion av vattendjupet, vilket gör att låga frekvenser kan spridas med mindre förlust.



Figur 6.2. Rapporterat undervattensljud vid 100 m avstånd som en funktion av vattendjup. Från Bellmann et al. (2023).

## 6.3 Påverkan från vindhastighet

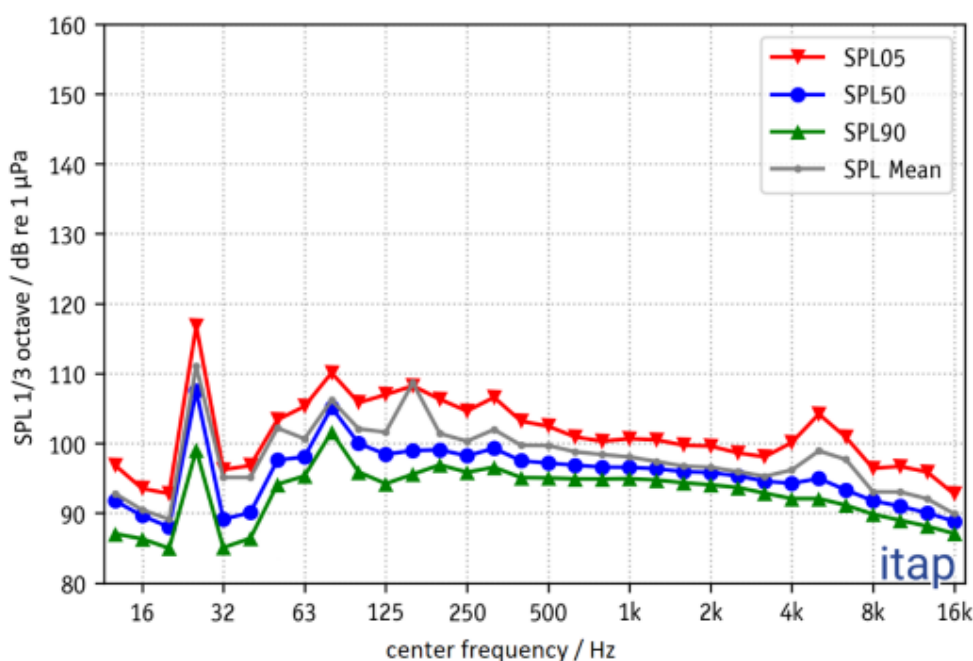
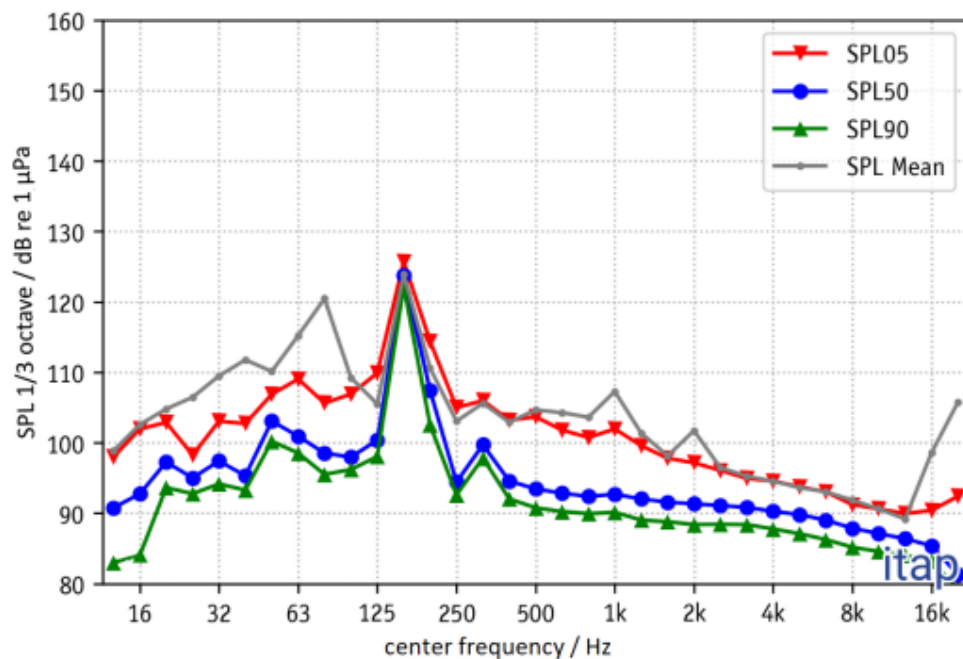
Det finns ett starkt beroende mellan vindhastigheter och ljudnivåer (Figur 6.3). Vid de lägsta vindhastigheterna, under cut-in (den vindhastighet vid vilken turbinen börjar generera energi), finns det inget ljud från turbinen. Över cut-in finns det en uttalad ökning av ljudnivån med ökande vindhastighet, tills ljudet når sin topp vid nominell turbin kapacitet. Efter denna punkt finns det ingen ytterligare ökning med vindhastigheten utan kanske till och med en liten minskning.



Figur 6.3. Förhållandet mellan vindhastighet och bredbandad ljudnivå, uppmätt omkring 50 m från turbinen (3,6 MW Seimens turbin vid Sheringham Shoal). Maximal produktion av turbinen nås vid omkring 10 m/s, och över det är produktionen konstant. Figur från Pangerc et al. (2016).

#### 6.4 Frekvensinnehåll som en funktion av turbinstorlek och turbintyp

Det utsända undervattensljudets frekvensinnehåll är en annan faktor som studerats i Bellmann et al. (2023). Av de inkluderade turbinmodellerna hittades en betydande topp inom ett enkelt 1/3-oktavband (utan att beakta övertoner), men inte samma frekvensband för alla turbinmodeller och storlekar. I Figur 6.4 ges en jämförelse av 1/3-oktavspektra för en 3,6 MW turbin och en 6,9 MW turbin, båda från Siemens.



Figur 6.4. Jämförelse av 1/3-oktavspektra mellan en 3,6 MW turbin med växellåda (överst) och en 6,0 MW turbin utan växellåda (nederst). Från Bellmann et al (2023).

1/3-oktavspektra för 3,6 MW-turbinen med växellåda visas i den övre grafen i Figur 6.4, och 1/3-oktavspektra för 6,0 MW-turbinen utan växellåda visas i den nedre grafen. 6,0 MW-turbinen utan växellåda har ett betydligt lägre frekvensinnehåll med en topp i 25 Hz 1/3-oktavbandet, jämfört med 160 Hz för 3,6 MW-turbinen med växellåda. Baserat på det begränsade datasetet kan dock ingen tydlig trend av 1/3-oktavbandet som en funktion av turbinstorlek eller som en funktion av växellåda/direktdrift härledas. Det är därför inte möjligt att göra en förutsägelse av topp 1/3-oktavfrekvensbandet för någon annan turbin, men konservativt används 160 Hz-bandet som referens för turbiner med växellåda och 25 Hz för direktdrift i det följande.



I översikten av Bellmann et al. (2023) jämförs de uppmätta undervattensljudnivåerna också för topp 1/3-oktavbandet och bredbandsnivån ( $L_{50}$ ), se Figur 6.5. En genomsnittlig skillnad på 6 dB mellan bredband och toppnivåer för 1/3-oktavband kan noteras.

	broadband Sound Pressure Level $L_{50}$ dB re 1 $\mu$ Pa	highest 1/3-octave level $L_{50}$ dB re 1 $\mu$ Pa
Maximum	131	126
Average value	120 (122)	114
Median	120 (122)	114
Minimum	112	102

Figur 6.5. Statistisk jämförelse av bredbandad SPL och topp 1/3-oktavbandsnivåer. Siffror inom parentes är baserade på normaliserade värden på 100 m avstånd från turbinen, eftersom en del av det ursprungliga datasetet avvek avsevärt från uppmätt 100 m avstånd. Källa: Bellmann et al (2023).

## 6.5 Utvärdering av undervattensljud från driftsatta turbiner

Baserat på beskrivningarna i de föregående avsnitten utvärderas spridning av undervattensljud från de föreslagna turbinerna både för enskilda turbiner och för alla turbiner i vindkraftsparken.

### 6.5.1 Driftljud från enkla turbiner

Undervattensljudnivån minskar med cirka 3 dB per fördubbling av nominell kapacitet (se Figur 6.1). Ett mer konservativt tillvägagångssätt skulle vara att anta att undervattensljudnivån inte minskar för turbiner med nominell kapacitet utöver det nuvarande datasetet (upp till 8,0 MW). För att ge en konservativ uppskattning av påverkan antas det senare alternativet av de två, vilket sätter den bredbandade undervattensljudnivån vid 100 m från turbinen till  $SPL_{rms} = 120 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa}$ . Baserat på den statistiska fördelningen av energi över frekvens (Figur 6.5) förväntas toppnivån för 1/3-oktavbandet vara cirka  $SPL_{rms} = 114 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa}$ .

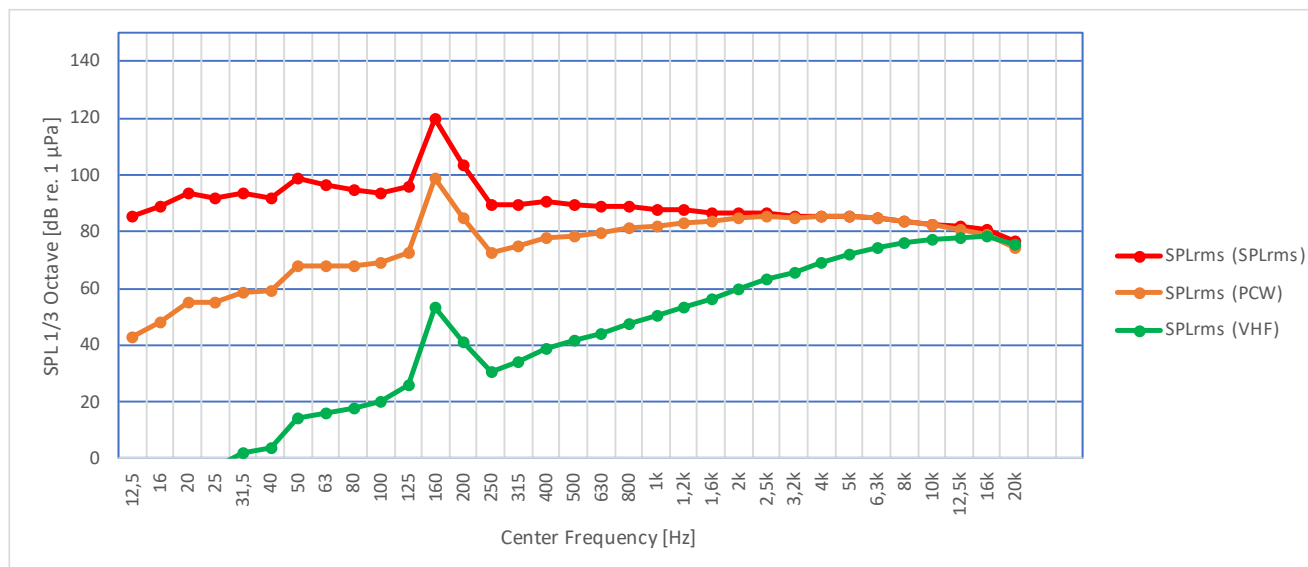
För förenkling antas en standard spridningsförlust på  $15 \cdot \log_{10}(r_2/r_1)$  [dB], för att bestämma minskningen av ljudnivån på ett avstånd  $r_2$ , jämfört med ett referensavstånd  $r_1$ . Referensavståndet kan i detta fall vara 100 m, som används i Bellmann et al. (2023) som referensavstånd för rapporterade ljudnivåer.

Med tanke på hörselkänsligheten hos de relevanta marina däggdjuren (se avsnitt 4.5 i NIRAS (2023)), där en högre frekvens leder till en större hörselpåverkan. Därför används det högsta 1/3-oktav toppbandet på 160 Hz som en konservativ uppskattning i de följande beräkningarna.

Baserat på 1/3-oktavspektra i Figur 6.4 (överst) tillämpades artspecifika frekvensviktningar för att producera bredbandsviktade nivåer vid 100 m avstånd som visas i Tabell 6.1, med frekvensspektra som visas i Figur 6.6.

Tabell 6.1. Artspecifika frekvensviktade bredbandade nivåer vid 100 m avstånd från någon enskild driftsatt turbin, baserat på frekvensviktade funktioner för marina däggdjur.

Arter	Viktning (xx)	Bredbandad nivå vid 100 m avstånd ( $SPL_{rms,xx}$ )
Säl	PCW	101 dB
Tumlare	VHF	85 dB



Figur 6.6. Frekvensviktade 1/3-oktavbandsnivåer för 160 Hz toppspektra presenterad i Figur 6.4 (överst).

### 6.5.1.1 Påverkan på säl från enskilda driftsatta turbiner

För säl finns det för närvarande inget tröskelvärde för beteendepåverkan som stöds av litteraturen, och det är därför inte möjligt att jämföra ljudnivån vid 100 m med ett tröskelvärde för beteendepåverkan.

Beräkning av den kumulativa ljud dosen för en säl som befinner sig på ett konstant avstånd på 100 m från ett turbinfundament inom vindkraftsparken, under en 24-timmarsperiod, skulle resultera i en kumulativ ljudexponeringsnivå,  $SEL_{cum,24h,PCW} = 101 + 10 \cdot \log_{10}(86400) \cong 150 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ .

Med ett tröskelvärde för början av TTS hos säl för kontinuerligt ljud på  $SEL_{cum,24h,PCW} = 181 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ , är påverkan under en 24-timmarsperiod 31 dB lägre än TTS-värdet och 46 dB under PTS-värdet. Det anses därför osannolikt att hörselskador orsakade av driftljud skulle inträffa hos sälar.

Ett mer realistiskt scenario än ett fast avstånd mellan säl och turbin skulle vara en säl som letar efter föda i området och sedan rör sig bort för att vila. Utan avancerad beteendemodellering är det inte möjligt att mer exakt bestämma den faktiska ackumulerade SEL och därmed hörsel effekten. Den förenklade beräkningsmetoden ovan anses dock vara mycket konservativ.

Sammanfattningsvis anses det osannolikt att hörselskador skulle inträffa som ett resultat av undervattensljud från vindkraftsparken i drift.

### 6.5.1.2 Påverkan på tumlare från enskilda driftsatta turbiner

För tumlare anges ett tröskelvärde för beteendepåverkan på  $SPL_{rms,125ms,VHF} = 103 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$  i Tougaard (2021). Med tanke på att ljudnivån från en enskild turbin vid 100 m ( $85 \text{ dB SPL}_{rms,VHF}$ ) är 18 dB under tröskelvärdet för beteendepåverkan, är det osannolikt att tumlare kommer att reagera på ljudet från en driftsatt turbin.

För tumlare ger beräkningen av kumulativ SEL en mottagen nivå på  $SEL_{cum,24h,VHF} = 85 + 10 \cdot \log_{10}(86400) \cong 134 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ , förutsatt ett stationärt djur på 100 m avstånd. Detta är 19 dB under tröskelvärdet för TTS hos tumlare på  $SEL_{cum,24h,VHF} = 153 \text{ dB}$ , och 34 dB under motsvarande tröskelvärde för PTS.

Liksom för säl anses stationärt beteende vara osannolikt och ett mycket konservativt tillvägagångssätt vid bedömning av påverkan. Därför anses det som osannolikt att hörselskador skulle inträffa för tumlare som ett resultat av en enskild driftsatt vindkraftsturbin.

### 6.5.1.3 Påverkan på fisk från enkla driftsatta turbiner

De flesta fiskar uppfattar ljud från det infrasoniska frekvensområdet (<20 Hz) upp till några hundra Hz (t.ex. lax, sandskädda och torsk) medan andra fiskarter med gasfyllda strukturer i anslutning till innerörat (t.ex. strömming) uppfattar ljud upp till några kHz. Fiskars huvudsakliga hörsselfrekvensområde överlappar därför med de frekvenser som produceras av driftsatta vindkraftverk (under några hundra Hz). Det finns inga studier som definierar fiskars beteenderespons på kontinuerliga ljudkällor, och den vetenskapliga data som behandlar TTS från sådana ljudkällor är mycket begränsad. De enda studierna som ger ett tröskelvärde för TTS för fisk är från experiment med guldfisk. Guldfisk är en sötvattenshörselspecialist med den mest känsliga hörseln av alla fiskarter. Alla arter som förekommer lokalt i projektområdet har en mindre känslig hörsel jämfört med guldfisk (Popper, et al., 2014). Att använda tröskelvärdet för guldfisk kommer därför att leda till en överskattning av påverkan.

Empiriska data för flera av fiskarterna utan en koppling mellan innerörat och den gasfyllda simblåsan visade ingen TTS som svar på långvarig kontinuerlig ljudexponering (Popper, et al., 2014). I en studie av Wysocki et al. (2007) visade regnbåge som utsattes för ökat kontinuerligt ljud (upp till  $SPL_{rms} = 150 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}$ ) i nio månader i en vattenbruksanläggning, ingen hörselnedsättning eller några negativa hälsoeffekter.

Oviktade undervattensljudnivåer från en enskild driftsatt turbin bedöms vara  $SPL_{rms} = 120 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}$  på 100 m avstånd från turbinen. Detta skulle öka vid avstånd närmare turbinen. Från det generaliserade antagandet om spridningsförlust på 15 dB/dekad, skulle en undervattensljudnivå på  $SPL_{rms} = 150 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}$  dock endast inträffa i den absoluta närheten av fundamentet, inom några meter från den enskilda turbinen. Det bedöms därför som osannolikt att TTS skulle inträffa som ett resultat av undervattensljud från en enskild driftsatt turbin.

## 6.5.2 Driftljud från en hel vindkraftspark

Eftersom en vindkraftspark i drift består av mer än bara en enskild driftsatt turbin, är det också viktigt att ta hänsyn till det kumulativa ljudet från närliggande turbiner vid utvärdering av påverkan.

I Bellmann et al. (2023) ges ett exempel på en vindkraftspark med 87 turbiner i tyska Nordsjön. Den kumulativa undervattensljudnivån från alla 87 turbiner i drift uppskattas till  $SPL_{rms} = 130 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$  inom vindkraftsparken.

Med samma tillvägagångssätt som för en enskild turbin (avsnitt 6.5.1) beräknades frekvensviktade bredbandsnivåer i Tabell 6.2, som allmänna nivåer inom vindkraftsparken.

Tabell 6.2. Artspecifika frekvensviktade bredbandade nivåer inom vindkraftsparken (generaliserat tillvägagångssätt), baserat på frekvensviktade funktioner för marina däggdjur.

Art	Viktning (xx)	Bredbandad nivå inom vindkraftsparken ( $SPL_{rms,xx}$ )
Säl	PCW	111 dB
Tumlare	VHF	95 dB

### 6.5.2.1 Påverkan på säl från en hel driftsatt vindkraftspark

Att beräkna den kumulativa ljuddosen för en säl inom vindkraftsparken över en 24-timmarsperiod skulle resultera i en kumulativ ljudexponeringsnivå,  $SEL_{cum,24h,PCW} = 111 + 10 \cdot \log_{10}(86400) \cong 160 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ .

Detta är 21 dB under tröskeln för TTS  $SEL_{cum,24h,PW} = 181 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ , och 36 dB under tröskeln för PTS. Därmed anses det som osannolikt att några hörselskador skulle uppstå till följd av den driftsatta vindkraftsparken.

#### 6.5.2.2 Påverkan på tumlare från en hel driftsatt vindkraftspark

För en tumlare som befinner sig inom vindkraftsparken uppskattas den kumulativa ljud dosen till  $SEL_{cum,24h,VHF} = 95 + 10 \cdot \log_{10}(86400) \cong 144 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Detta är 9 dB under tröskelvärdet för TTS för en tumlare på  $SEL_{cum,24h,VHF} = 153 \text{ dB}$ , och 24 dB under värdet för PTS, om den stannar inom vindkraftsparken i 24 timmar. Värdet för TTS utvärderas över 24 timmar, men det är osannolikt att en tumlare skulle stanna inom vindkraftsparken under en så lång period.

#### 6.5.2.3 Påverkan på fisk från en hel driftsatt vindkraftspark

För hela den driftsatta vindkraftsparken uppskattades den allmänna undervattensljudnivån i genomsnitt till  $SPL_{rms} = 130 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa}$ , men möjligen högre på nära håll (<100 m) till enskilda turbiner. Från det generaliserade antagandet om spridningsförlust på 15 dB/dekad, skulle en undervattensljudnivå på  $SPL_{rms} = 150 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa}$  uppstå upp till 5 m från den enskilda turbinen.

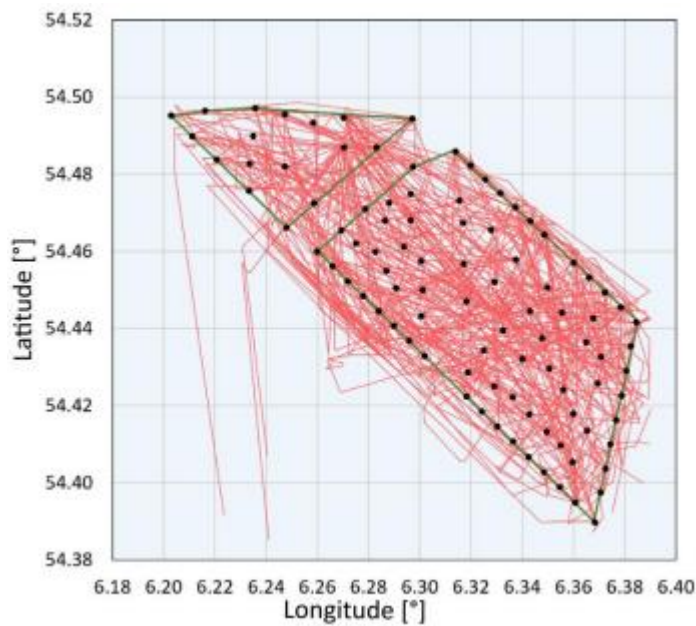
Därmed bedöms det som osannolikt att TTS hos fiskar skulle uppstå till följd av undervattensljud från en operativ vindkraftspark.

## 6.6 Ljud från servicefartyg

Förutom ljudet från de driftsatta turbinerna är servicebåtar och fartyg inom vindkraftsparker sannolikt en källa till undervattensljud under vindkraftsparkens driftsfas. I exemplet som ges i Bellmann et al. (2023), av en vindkraftspark med 87 turbiner i drift, ges en jämförelse (i Figur 6.7) med modellerat undervattensljud från rörelserna av ett servicefartyg över en 50-dagarsperiod (i Figur 6.8). Från denna jämförelse är det tydligt att servicefartygens bidrag till det övergripande ljudlandskapet är obetydligt.

Sound source	Average acoustical power	Sound energy radiated into the sea within 50 days
Service vessel during trips in the OWF from Figure 25; in total 4 h.	119 dB re 1 $\mu\text{W}$ (= 0.8 W)	114 dB re 1 J (= 0,22 MJ)
87 OWTG	130,4 dB re 1 $\mu\text{W}$ (= 11 W)	137 dB re 1 J (= 47 MJ)

Figur 6.7. Jämförelse mellan utgående ljudenergi från en vindkraftspark i drift och servicefartyget som rör sig till, inom och från vindkraftsparken över en 50-dagarsperiod. Från Bellmann et al (2023).



Figur 6.8. Spår efter servicefartyg för en vindkraftspark i västra zon 2 i den tyska ekonomiska zonen, i Nordsjön. Från Bellmann et al (2023).

Området för vindkraftspark Olof Skötkonung ligger i ett område med fartygstrafik både från transport och fiske, se avsnitt 7 i NIRAS (2023). Området förväntas därför redan domineras av lågfrekvent fartygsljud. Baserat på data från BIAS-projektet är undervattensljudnivån mätt i 63 och 125 Hz frekvensband (indikatorer på fartygsljud) modellerad att vara över 80-100 dB re 1  $\mu$ Pa för båda frekvenserna i projektområdet (50 % av tiden) med högsta nivåer i den östligaste delen av området. Även om den utgående ljudenergin från servicefartyg (se Figur 6.7) och BIAS bakgrunds nivåer för undervattensljud inte kan jämföras direkt, visar skillnaden mellan turbinljud och fartygsljud (i Figur 6.7) tydligt att fartygsljudet är obetydligt när man utvärderar den totala ljudföroreningen från vindkraftsparken.

## 7 Referenser

Bellmann, M. A. et al., 2020. Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values, Oldenburg, Germany: August, ITAP.

Bellmann, M., Müller, T., Scheiblich, K. & Betke, K., 2023. Experience report on operational noise - Cross-project evaluation and assessment of underwater noise measurements from the operational phase of offshore wind farms, itap report no. 3926. Funded by the German Federal Maritime and Hydrographic Agency, funding no. 10054419.

NIRAS, 2023. Olof Skötkonung OWF - Underwater Noise Prognosis.

Pangerc, T. et al., 2016. Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine. *Journal of the Acoustical Society of America* 140:2913–2922.

Popper, A. et al., 2014. Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles. ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI.

Tougaard, J., 2021. 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>.

Wysocki, L., Davidson, J. I. & Smith, M., 2007. Effects of aquaculture production noise on hearing, growth, and disease resistance of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 272:687–697.