

Liite 6

Vedenalaisen melun vaikutustenarviointi, kalat ja merinisäkkäät

OSA 1: Yhteenveto ja raportti suomeksi

OSA 2: Tekninen raportti englanniksi



Hallan merituulivoimapuisto

Yhteenveto - Vedenalaisen melun vaikutustenarviointi -
kalat ja merinisäkkäät

OX2 Finland

Päivämäärä: 12.10.2023

Sisällys

1.	Johdanto	3
2.	Vedenalaisen melun mallintaminen	3
2.1.	Menetelmät.....	4
2.2.	Tulokset	6
2.3.	Mallin epävarmuudet.....	9
3.	Lähtötason kuvaus	9
3.1.	Kalat	9
3.2.	Merinisäkkäät.....	11
4.	Vaikutustenarviointi.....	13
4.1.	Vaikutustenarviointimenetelmät	13
4.2.	Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana – Paalutus.....	14
4.3.	Vaikutustenarviointi – Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu	16
4.4.	Vaikutustenarviointi – Voimaloiden aiheuttama vedenalainen melu	18
4.5.	Kumulatiiviset vaikutukset	19
5.	Viittaukset.....	21

Tekijänoikeudet © Halla Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään. Tätä asiakirjaa, sen liitteitä tai mitään osaa niistä ei saa kopioida, jäljentää, julkaista, levittää tai muokata miltään osin ilman Halla Offshore Wind Oy:n kirjallista lupaa.

Vers. nro Päivämäärä Kuvaus
1 12.10.2023 Ensimmäinen luonnos

Laatija:
TEHE

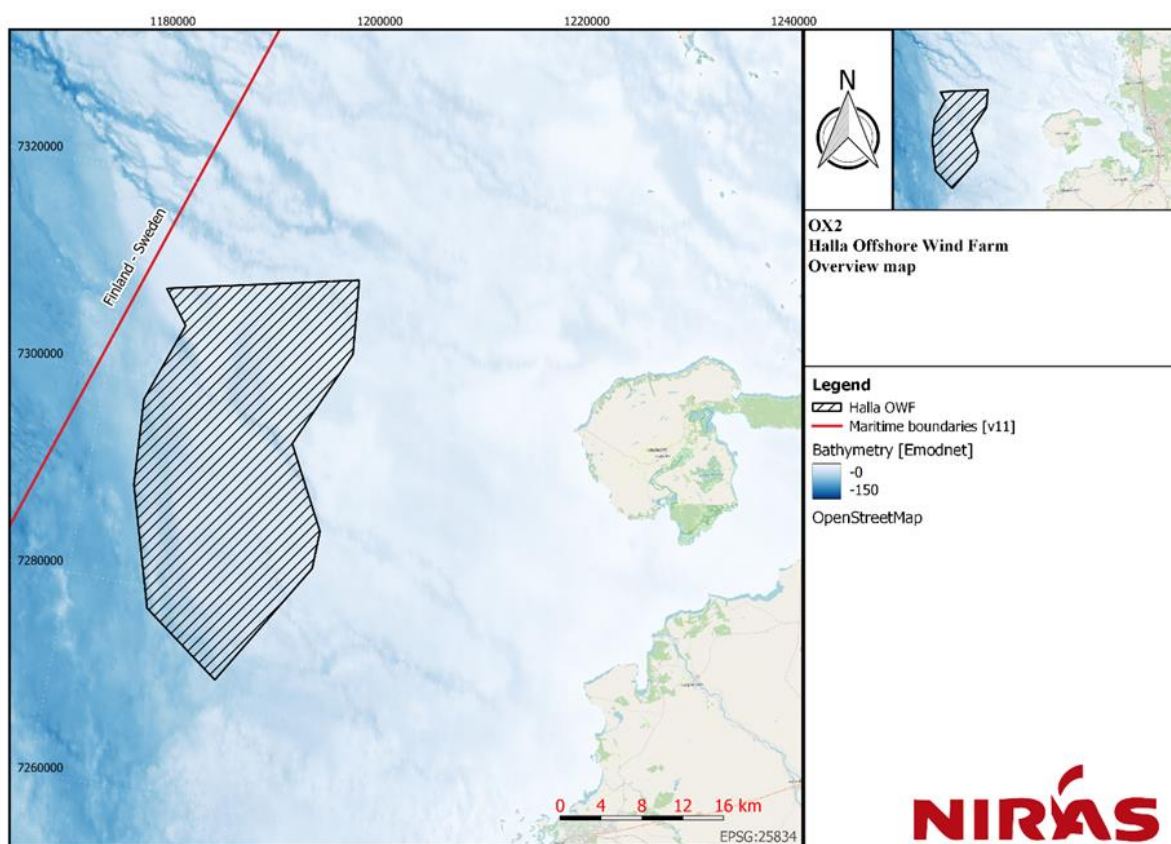
Vahvistaja:
MAWI

Hyväksyjä:
MAM

1. Johdanto

OX2 AB suunnittelee Hallan merituulivoimapuistoa Pohjanlahdelle Suomen talousvyöhykkeelle (Kuva 1.1). Tässä raportissa tiivistetään keskeiset osat ympäristövaikutusten arvioinnista (YVA) rakennus- ja käyttövaiheen vedenalaisen melun vaikutuksista kaloihin ja merinisäkkäisiin.

Hallan merituulivoimapuisto sijaitsee Pohjanlahdella Suomen talousvyöhykkeellä noin 24 km Hailuodon saaresta länteen (kts. Kuva 1.1). Hankealueen pinta-ala on noin 575 km². Hanke sisältää enintään 160 tuulivoimalan asennuksen. Voimaloiden perustustyypeistä ei ole vielä päätetty, vaan vaihtoehtoja on vielä useita. Vaihtoehtona on käyttää joko yksin tai yhdistelmänä halkaisijaltaan enintään 18-metrisiä junnupaaluperustuksia, 3- tai 4-jalkaisia ristikkorakenteisia perustuksia, joissa käytetään enintään 8 metrin pienpaaluja, tai vaihtoehtoisia perustuksia, kuten kelluvia tai painovoimaperustuksia.



Kuva 1.1: Yleiskuva Hallan merituulivoimapuistosta (musta) ja sitä ympäröivästä alueesta.

2. Vedenalaisen melun mallintaminen

Rakentamisen aikana merkittävin ympäristövaikutus kaloille ja merinisäkkäille on asennustoiminnasta (esim. paalutus) ja laivaliikenteestä aiheutuva vedenalainen melu (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006). Merieläimille häiritsevin vaikutus on todennäköisesti paalutuksella. Se voi aiheuttaa viestintäsignaalien peittymistä, välttämisreaktioita, tilapäistä (TTS) ja pysyvää (PTS) kuulonalenemaa ja pahimmassa tapauksessa akustisen vaurion muuhun kuin kuulokudokseen (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006). Lisäksi paalutismelu voi aiheuttaa tilapäistä elinympäristökatoa, kun merinisäkkäät ja kalat siirtyvät muualle.

2.1. Menetelmät

Taulukko 2.1 sisältää ohjeistuksia kalalajien tilapäiseen kuulonalenemaan liittyen. Taulukossa turska edustaa kaloja, joilla ei ole suoraa kytkentää uimarakon ja sisäkorvan välillä, kuten lohta, kuoretta ja siikaa, joita kaikkia esiintyy hankealueella. Taulukossa on raja-arvot myös kalojen, mädin ja toukkien kuolleisuuteen vaikuttaville kudostavurioille ja kuulonalenemalle. Kalalajit, joilla ei ole uimarakkoa, pääasiassa pohjakalalajit, ovat paljon vähemmän meluherkkiä, ja voidaan odottaa, että pohjakalojen todelliset sietokynnykset ovat pelagisia kaloja korkeammat. Koska tiedot raja-arvoista ovat kuitenkin hyvin rajalliset, tässä analyysissä käytetään vähiten sietävien kalalajien kynnysarvoja kaikille lajeille, myös pohjakalalajeille.

Taulukko 2.1: Painottamattomat raja-arvot kaloille (Andersson, et al., 2016), (Popper, et al., 2014).

Laji	Uintinopeus [m/s]	Lajikohtaiset painottamattomat raja-arvot (impulssimelu)	
		$L_{E,cum,24h,painottamaton}$	
		TTS [dB]	Vamma [dB]
Paikallaan pysyvät kalat*	0	186	204
Nuori turska	0,38	186	204
Aikuinen turska	0,9	186	204
Silli	1,04	186	204
Toukat ja mäti	-	-	207

*Kalat, jotka eivät pakene meluvaikutusta

Uusimman tieteellisen kirjallisuuden perusteella suositellaan, että $L_{E,cum,24h}$ - ja -taajuuspainotusta käytetään arvioitaessa TTS:ää ja PTS:ää hylje-eläimillä (katso Taulukko 2.2). Paalutusmelulle altistuvien hylkeiden välttämiskäyttäytymisestä ja vaikutusalueista ei ole saatavilla määrällistä tietoa, ja muutamat olemassa olevat tutkimukset osoittavat eri suuntiin. Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset, vaikka tämä on todennäköisesti konservatiivinen lähestymistapa. Pyöriäisten käyttäytymisraja-arvoa (103 dB $L_{p,125ms}$ VHF-painotettuna) käytetään siis myös hylkeille (katso Taulukko 2.2).

Taulukko 2.2: Lajikohtaiset painotetut raja-arvokriteerit hylkeille. Tämä on NOAA:n taulukon AE-1 tarkistettu versio (2018), jossa korostetaan hankealueen tärkeitä lajeja, (NOAA, 2018) mukaan lukien käyttäytymisvaste. "xx" tarkoittaa painotustoimintaa.

Laji	Lajikohtaiset painotetut raja-arvot (muu kuin impulssimelu)		Lajikohtaiset painotetut kynnysarvot (impulssimelu)		
	$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{p,125ms,VHF}$
	TTS [dB]	PTS [dB]	TTS [dB]	PTS [dB]	Käyttäytyminen [dB]
Hylje (PCW)	181	201	170	185	103

Muun kuin impulssimelun raja-arvoja sovelletaan jatkuvaan meluun (esim. laivan meluun), ja vaikka impulssimelun oletetaan muuttuvan jatkuvan melun kaltaiseksi kauempana lähteestä, tämän muutoksen ei odoteta tapahtuvan niillä etäisyyksillä, joilla pysyvää tai väliaikaista kuulonalenemaa voi mahdollisesti esiintyä näiden toimien vuoksi.

Impulssimelun lähteisiin, kuten paalutukseen, sovelletaan tiukempia kynnysarvoja, jotka on lueteltu kohdassa Taulukko 2.2, ja impulssimelukriteerien käyttö tarjoaa siis konservatiivisia vaikutusalueita. Muun kuin impulssimelun raja-arvoja ei käsitellä tarkemmin tässä raportissa.

2.1.1. Paalutuksen aiheuttama vedenalainen melu

Merituulivoimapuistoa rakennettaessa yleisimpiä perustusmalleja ovat teräksiset paaluperustukset tai ristikkorakenteiset perustukset, jotka koostuvat 3–4 pienpaalusta, koska ne on helppo asentaa mataliin tai keskisyviin vesiin. Suosituin tapa kiinnittää junta- tai pienpaalut merenpohjaan on hydraulinen iskupaalutus (vasarointi), joka aiheuttaa voimakasta vedenalaista melutasoa, jolle on ominaista lyhytkestoinen ja jyrkkä energiatason nousu (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006; Bellmann, et al., 2020)¹. Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun voimakkuus riippuu muun muassa paalun halkaisijasta. Suurempi halkaisija aiheuttaa voimakkaampaa paalutusmelua (Bellmann, et al., 2020).

Paalutuksesta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutusten arvioimiseksi on tehty yksityiskohtainen vedenalaisen melun mallintaminen. DBSea 2.3.4: ssä luotiin 3D-akustinen malli, jossa hyödynnettiin yksityiskohtaista tietoa syvyyskartoituksesta, merenpohjan sedimenttikoostumuksesta, vesimassan suolapitoisuudesta, lämpötilasta ja äänen nopeusprofiileista sekä parhaaseen saatavilla olevaan tietoon perustuvaa lähdemallia.

Vedenalaisen melun mallintaminen perustuu Tanskan energiaministeriön suosituksiin (Energistyrelsen, 2022) sekä National Marine Fisheries Servicen (NMFS) (2018) ja Southallin ym. suosituksiin. (2019). Vedenalaisessa melumallinnuksessa kumulatiivinen äänialtistustaso (sel_{cum}) mallinnetaan yhden paalun koko arvioidun paalutuksen aikana (oletuksena on, että päivässä asennetaan yksi paalu) ja etäisyydet, joilla PTS:ää ja TTS:ää esiintyy, arvioidaan varovaisesti.

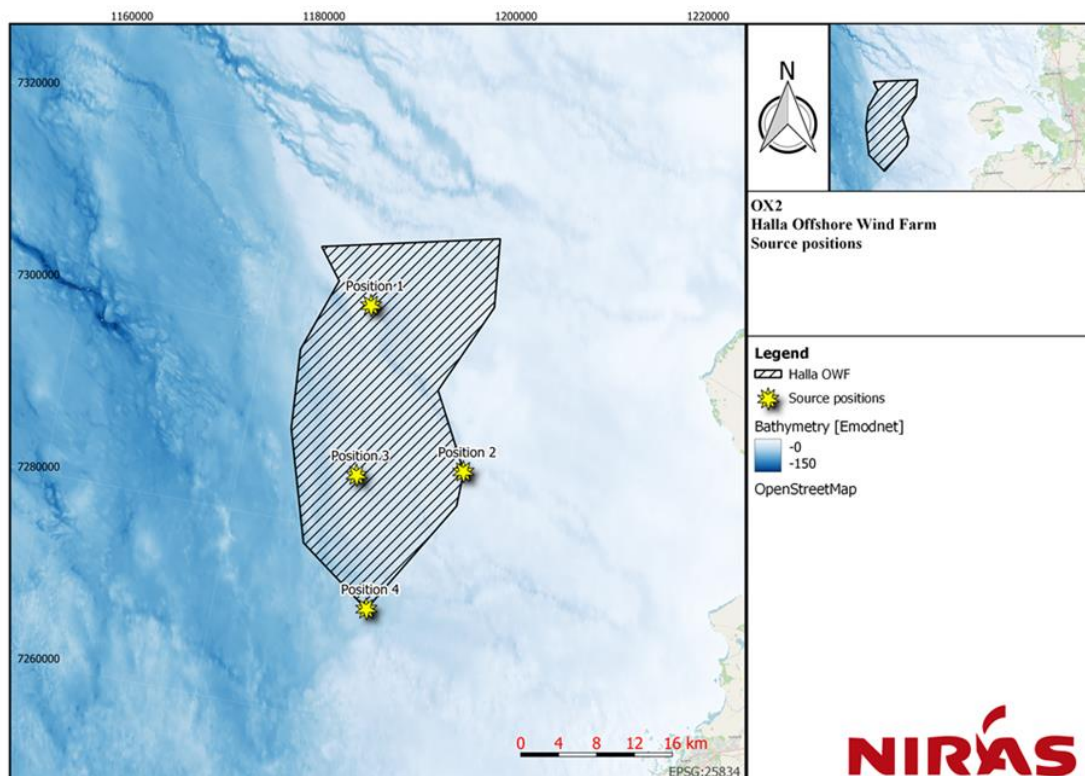
Laskelmissa oletetaan, että käytetään pehmeää käynnistysmenettelyä. Paalutusprosessin alkaessa paalutusvedot suoritetaan pienellä energialla. Energia iskua kohti kasvaa sitten vähitellen, kunnes täysi energia on käytössä. Energiamäärän kasvaessa aiheutuva melu kasvaa hitaasti, jolloin merieläimet voivat siirtyä pois rakennusalueelta ennen kuin melu muuttuu niille fyysisesti haitalliseksi. Malli olettaa myös, että altistuneet eläimet pakenevat melua paalutuksen aikana.

Vedenalainen melumallinnus on toteutettu neljälle hankealueen sijainnille (katso Kuva 2.1). Valitut sijainnit ovat pahimpia mahdollisia sijainteja, joissa odotetaan suurinta vedenalaisen melun etenemistä. Mallinnus tehtiin toukokuulle, joka on asennuksen aikakehyksessä äänen etenemisen kannalta pahin mahdollinen ajankohta (kuukausi, jossa äänen eteneminen on suurinta).

Vedenalainen melupäästö laskettiin paaluperustukselle (halkaisija 18 m) sekä ankkuroidulle ristikkorakenteiselle perustukselle, jonka pienpaalujen halkaisija on 4 x 8 metriä.

Asennusskenaariot perustuvat realistiseen konservatiiviseen asennusmenettelyyn suhteessa tarvittavaan vasaraenergiaan (6000 kJ), iskujen määrään (10 400) ja paalutuksen suorittamiseen tarvittavaan aikaan sekä realistiseen yleistettyyn pehmeään käynnistys-/voimistusvaiheeseen. Molempien perustustyyppien paaluasennusmenettely sisältää pehmeän käynnistuksen, (10 % vasaran maksimienergiasta), voimistusvaiheen (20 % - 100 %), ja konservatiivisen arvion asennuksen täystehovaiheesta 100 % vasaraenergialla.

¹ Hankealueen maalajista riippuen voi olla tarpeen suorittaa esiporaus ennen kuin paalu voidaan asentaa merenpohjaan. Tällöin odotusarvo on, että vedenalaista melua on merkittävästi vähemmän kuin ilman esiporasta tehtävässä paalutuksessa, erityisesti kumulatiivista vedenalaista melua (akustinen energia). On kuitenkin odotettavissa, että asennusjakso on pidempi, koska esiporaus aiheuttaa katkoja paalutustoimintaan.



Kuva 2.1: Äänen etenemismallinnukseen valitut lähdesijainnit (NIRAS, 2023).

Sekä paalu- että ristikkorakenteisille perustoille laskettiin mukaan kaksinkertaisen suurkuplaverhon (Double Big Bubble Curtainin eli DBBC) lievennysvaikutus. Mallinnusta ilman meluntorjuntajärjestelmää ei otettu mukaan, koska paalutusta ilman meluntorjuntatoimenpiteitä ei pidetä mahdollisena skenaariona. On tärkeää korostaa, että vaikka vedenalaisessa melumallinnuksessa on sovellettu erityistä melunvaimennusjärjestelmää, asennusta ei ole pakko toteuttaa ehdotetulla melunvaimennusjärjestelmällä. Jos sovelletaan muun tyyppisiä lieventämiskäytöksiä, niiden on oltava riittävän tehokkaita estämään mallinnettujen vaikutusetäisyyksien ylittyminen, koska tämän raportin vaikutustenarviointi perustuu mallinnettuihin vaikutusetäisyyksiin.

2.2. Tulokset

Mallinnuksen perusteella paaluasennus aiheuttaa kaloille pisimmät vaikutusalueet, ja kalojen arviointi perustuu paaluasennukseen. Kalojen vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 2.3.

Taulukko 2.3: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot kaloille, kun käytetään DBBC:tä 18 m:n junttapaalulle huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

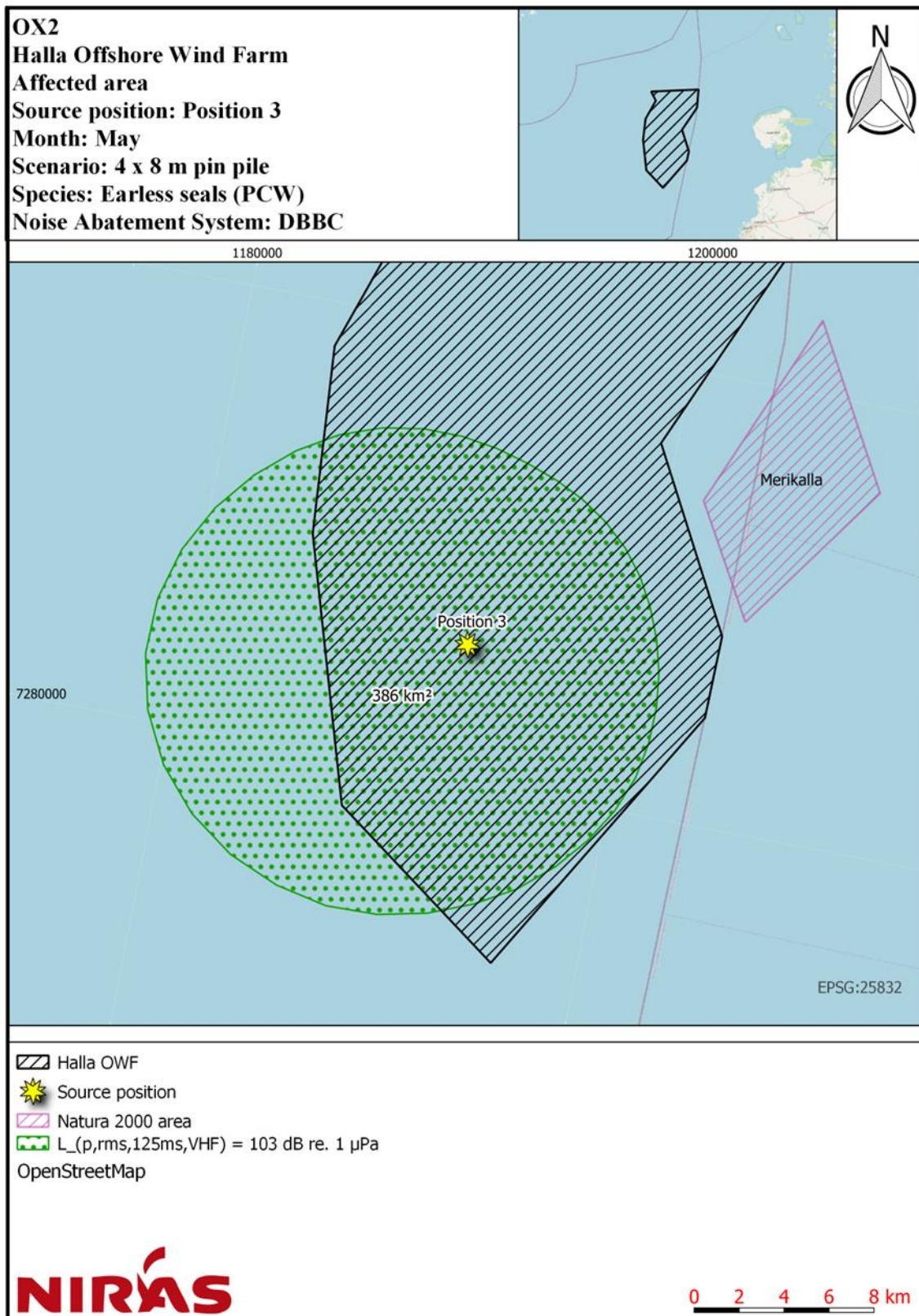
Sijainti	Etäisyyden suhde raja-arvoon		
	Vamma (r_{vamma})		TTS (r_{TTS})
	Kalat	Toukat ja mäti	Kalat
1	<100–1900 m	1150 m	11,1–19,7 km
2	<100–2350 m	1500 m	14–22,6 km
3	< 100–1750 m	1050 m	11–19,1 km
4	<100–1250 m	700 m	15–23,7 km

Mallinnuksen perusteella vaippa-asennus aiheuttaa hylkeille pisimmät vaikutusalueet, ja seuraava hylkeiden arviointi perustuu vaippa-asennukseen. Hylkeiden vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 2.4. Akustisessa mallinnuksessa oletetaan, että läheiset merinisäkkäät siirtyvät pois päin vedenalaisesta melusta paalutuksen aikana, ja uintinopeudeksi oletetaan 1,5 m/s, mikä on todennäköisesti molempien hyljelajien tapauksessa varovainen arvio.

Taulukko 2.4: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot hylkeille, kun käytetään DBBC:tä ristikkorakenteisille perustuksille 4 x 8 m:n pienpaaluilla huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

Sijainti	Etäisyyden suhde raja-arvoon			
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Välttämis- ($r_{käytt.}$)	Vaikutusalue (välttämiskäyttäytyminen)
	Hylje	Hylje	Hylkeet	Hylkeet
1	<100 m	<200 m	9,75 km	226 km ²
2	<100 m	275 m	8,1 km	172 km ²
3	<100 m	<200 m	14,5 km	368 km ²
4	<100 m	<200 m	19,1 km	737 km ²

Mallinnetut pahimman tapauksen vaikutusalueet hylkeiden käyttäytymisen välttämisreaktioille laskettiin ja esitetään kohdassa Kuva 2.



Kuva 2.2: Mallinnetut vaikutusalueet hylkeiden välttämisreaktioille (vihreä viiva) Hallan merituulivoimapaiston hankealueella. Vedenalaisen melun mallintaminen perustuu pahimpaan mahdolliseen skenaarioon, kun asennetaan ristikkorakenteisia perustuksia 4x 8 m:n pienpaaluilla ja DBBC-lievennysvaikutuksella.

2.3. Mallin epävarmuudet

Vedenalaisen melun ennuste tehdään hyvin varhaisessa vaiheessa projektia, ja sen seurauksena tehdään tiettyjä oletuksia paalusuunnittelusta, lievennystoimenpiteistä ja ympäristötekijöistä, jotka kaikki vaikuttavat vedenalaiseen melusaasteeseen. Kaikissa parametreissa on epävarmuustekijöitä, ja mallinnuksessa käytetään realistista pahimman tapauksen lähestymistapaa. Tähän sisältyvä lähtötaso perustuu keskimääräisiin empiirisesti mitattuihin tietoihin, jotka on ekstrapoloitu ehdotettuun paalukokoon. Iskupaalutuksen keskimääräiset taajuusspektrit. Sovellettujen lieventämistoimenpiteiden keskimääräinen lieventämistehokkuus. Äänen etenemisen osalta valitaan sedimenttiä, suolapitoisuutta ja lämpötilaa koskien konservatiiviset huonoimman tapauksen parametrit saatavilla olevien historiallisten tietojen perusteella siten, että mallinnettua äänen etenemistä pidetään konservatiivisena. Vaikka tässä ennusteessa sovellettiin DBBC:tä vastaavaa lieventävää vaikutusta, paalu- ja ristikkorakenteisista perustuksista on mainittava, että tarvitaan myös yksityiskohtainen laskelma todellisesta lievennysratkaisusta, jota käytetään todellisessa paalun asennuksessa, kun lopullinen paalusuunnitelma on saatavilla.

3. Lähtötason kuvaus

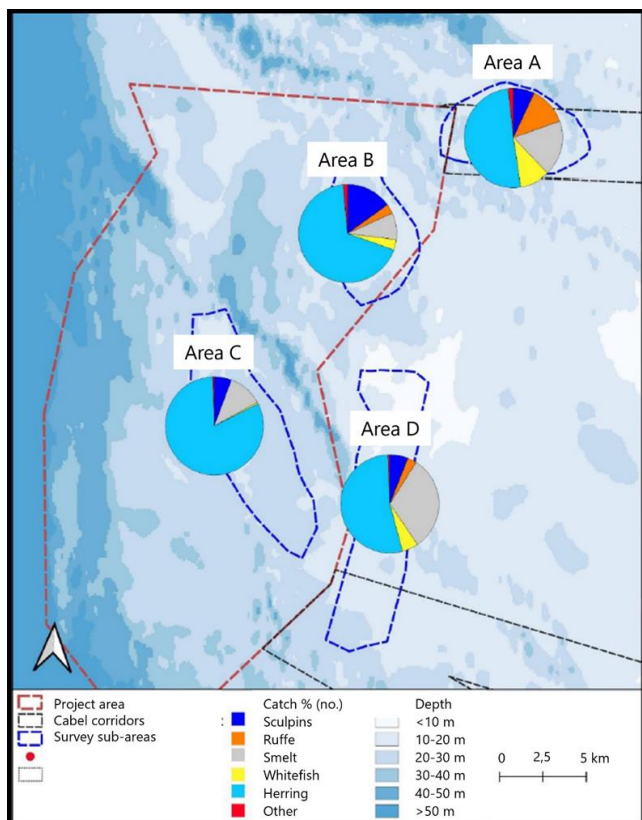
3.1. Kalat

Halla-hankkeen alue sijaitsee Pohjanlahdella, Itämeren vähiten suolaisessa osassa. Pohjoisen Pohjanlahden saaristossa meressä esiintyvän lajiston kokonaiskoostumus muistuttaa järvijärjestelmää (HELCOM, 2018d; Naturvårdsverket, 2012). Meren elinympäristö ei sovellu useimmille muutoin Pohjoismaissa esiintyville merikalalajeille, vaikka hankealueella muutamia lajeja elääkin. Useimmat Pohjanlahdella tyypillisesti esiintyvät makeanveden lajit suosivat läheisempiä rannikkoympäristöjä. Siksi Halla-hankkeen alue on vähälajinen ja alueella elää omintakeinen yhdistelmä eri kalalajeja.

Pohjanlahden merkittävin merikala on alueen silakkakanta, ja tämä pätee myös Halla-hankkeen alueella (Jorgensen, Hansen, Bekkevold, Ruzzante, & Loeschke, 2005; Saulamo & Neuman, 2002). Pohjanlahden suolapitoisuus on myös niin alhainen, että muutoin Itämereen sopeutuneet turskakannat eivät elä alueella. Perämeren euryhaliinisia lajeja ovat siika, lohi, taimen ja ankerias, jotka kaikki hyödyntävät elinkaarensa aikana sekä meri- että makean veden ympäristöjä (Gross, Coleman, & McDowall, 1988). Nämä lajit ovat vaeltavia, joten niiden odotetaan hyödyntävän hankealuetta joko ravinnon hankintaan tai liikkueessaan sen läpi. Lisäksi kolmipiikki ja osa simppe-lajeista ovat euryhaliinisia ja niitä löytyy hankealueelta.

Kesäkuussa 2022 hankealueella tehtiin kalatutkimusta verkkokoekalastuksella neljällä eri osa-alueella. Hankealueelta löytyi 11 kalalajia: Ahven, härkäsimppu, kiiski, kivinilka, kolmipiikki, kuore, merilohi, muikku, siika, silakka ja tuulenkala. Silakan, siian, kuoreen, kiisken ja härkäsimpun osuus oli 92 % pyydetyistä yksilöistä ja 94 % tutkimusten aikana pyydetystä biomassasta. Silakka oli hallitseva laji kaikilla osa-alueilla ja sen osuus oli yhteensä 61 % tutkimuksessa pyydetystä yksittäisistä kaloista.

Tutkimuksessa ei löytynyt ankeriaita tai kuhia, vaikka nämä kalat todennäköisesti hyödyntävät aluetta jossain määrin.



Kuva 3.1: Saaliiden sijainti ja jakautuminen neljällä osa-alueella. Kuva käännetty, lähteenä Happonen et al. (2022). Katso Happonen et al. (2022) kun haluat lisätietoja.

Hallan hankealue on kutualueeksi sopimaton tai arvioitu ei-toivotuksi suurimmalle osalle sitä käyttävistä lajeista. Silakka, muikku, siika, kivinilkkä, tuulenkala ja härkäsämpylä voivat kutea hankealueen matalissa osissa joissain määrin, vaikkakin todennäköisesti rajoitetuissa määrin verrattuna lajin tärkeimpiin kutualueisiin lähempänä rannikkoa tai etelämpänä suolaisemmissa vesissä. Alue on useimmille kalalajeille kutualueeksi sopimaton, koska hankealue on liian kaukana rannikosta, suurin osa siitä on liian syvää ja veden lämpötila on kutualueeksi liian matala verrattuna lämpimämpiin ja matalampiin rannikkoympäristöihin. Useat lajit, kuten siika, kuore, lohi ja muikku hyödyntävät hankealuetta ravinnon hankintaan ja jossain määrin myös vaelluskäytävänä. Hallan hankealueen merkitys kalojen kutuympäristönä arvioidaan siksi pieneksi, kun taas hankealueen merkitys kalojen ravinnonhankinta-alueena ja vaelluskäytävänä arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

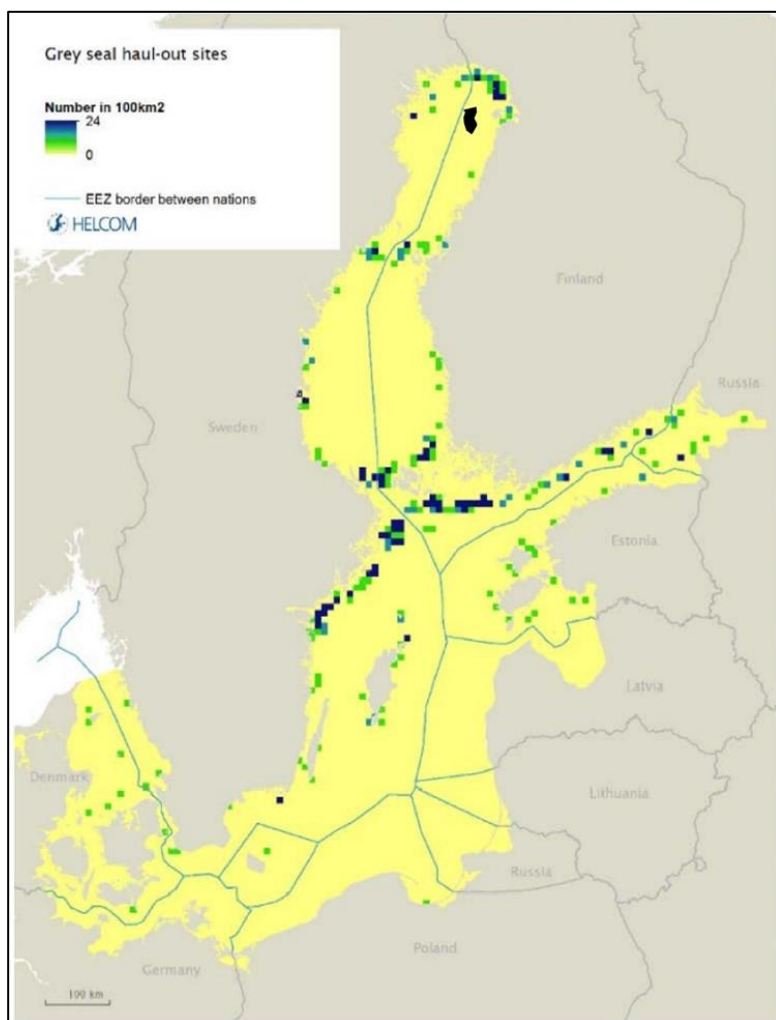
Matalat alueet, jotka sijaitsevat 3–5 km Hallan hankealueesta itään, voivat olla sopivampi kutualue silakalle ja härkäsämpylälle, ja myös kiiski, muikku, kivinilkkä ja siika voivat käyttää niitä kutemiseen. Alue on kuitenkin liian kaukana rannikosta ollakseen tärkeä kutualue useimmille alueella eläville lajeille. Alueen merkitys kutualueena arvioidaan kohtalaiseksi. Myös sen merkitys ravinnonhankinta-alueena ja vaelluskäytävänä arvioidaan kohtalaiseksi.

Sopivimmat kutualueet koillisella Pohjanlahdella esiintyville lajeille sijaitsevat lähellä rannikkoa >20 km Hallan hankkeen alueesta itään. Nämä alueet ovat myös sopivampia ravinnonhankinta-alueita useimmille lajeille.

3.2. Merinisäkkäät

Harmaahylje (*Halichoerus grypus grypus*) ja itämeren norppa (*Phoca hispida botnica*) ovat kaksi merinisäkäslajia, joita voi esiintyä Hallan merituulivoimapuiston hankealueella ja sen ympäristössä. Itämeren pyöriäistä voi esiintyä satunnaisesti (Naturhistoriska riksmuseet, 2022), mutta Hallan merituulivoimapuiston alue sijaitsee populaation levinneisyysalueen ulkopuolella, (NAMMCO, 2019) ja Pohjanlahtea pidetään yleensä lajille vähämerkityksisenä (Sveegaard, et al., 2022). Pyöriäistä ei sen vuoksi huomioida raportissa tarkemmin.

Suomen vesialueiden harmaahylkeet kuuluvat Itämeren harmaahyljekantaan (HELCOM, 2018b; Olsen, Galatius, Biard, Gregersen, & Kinze, 2016). Niitä esiintyy koko Itämerellä ja ne ovat riippuvaisia rannikkovesistä, joissa on runsaasti ruokaa ja rauhallisia paikkoja maalle nousemiseen (Galatius, 2017)(Kuva 3.2). Itämeren populaation kooksi arvioidaan tällä hetkellä 52 000–69 000 yksilöä, (Suuronen, et al., 2023) ja vuoden 2019 Suomen lajien punaisen listan mukaan Itämeren harmaahyljekanta on luokiteltu elinvoimaiseksi (LC) (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019). Kasvuvauhti on hidastunut viime vuosina noin 6 prosenttiin ja osoittaa, että populaatio alkaa lähestyä Itämeren kantokyvyn rajoja (HELCOM, 2018b). Selkeää populaationkasvua näkyy kaikissa Itämeren osissa.



Kuva 3.2: Harmaahylkeiden karvanlähtöaikaan käyttämät luodot tai maallenusupaikat Itämerellä ja Kattegatissa ja Hallan merituulivoimapuiston hankealue (musta monikulmio). Kartta sisältää kaikki tällä hetkellä tunnetut maallenusupaikat.

Lähde (mukaillen): (HELCOM, 2018a).

Itämeren harmaahylje synnyttää helmi-maaliskuussa (Härkönen, et al., 2007). Itämerellä hylkeet synnyttävät enimmäkseen ajojälillä, vaikka joillakin alueilla hylkeet synnyttävät myös maalla, jos merijäätä ei ole riittävästi (Jussi, Härkönen, Helle, & Jussi, 2008). Harmaahylkeet nousevat jälle tai luodolle (maallenousupaikat) myös karvanlähde-aikaan huhti-kesäkuussa ja viettävät paljon aikaa maalla kyseisenä aikana (HELCOM, 2013a). Harmaahylkeet kulkevat yleensä samoja käytäviä pitkin kauempaa merellä sijaitsevilta ravinnonhankinta-alueiltaan alueille, joissa ne nousevat maalle (Jones, et al., 2015). Ne voivat kulkea pitkiä matkoja, ja harmaahylkeiden esiintyminen alueella ei välttämättä tarkoita, että yksittäisellä hylkeellä olisi vahva side kyseiseen alueeseen (McConnell, Lonergan, & Dietz, 2012; Galatius, 2017).

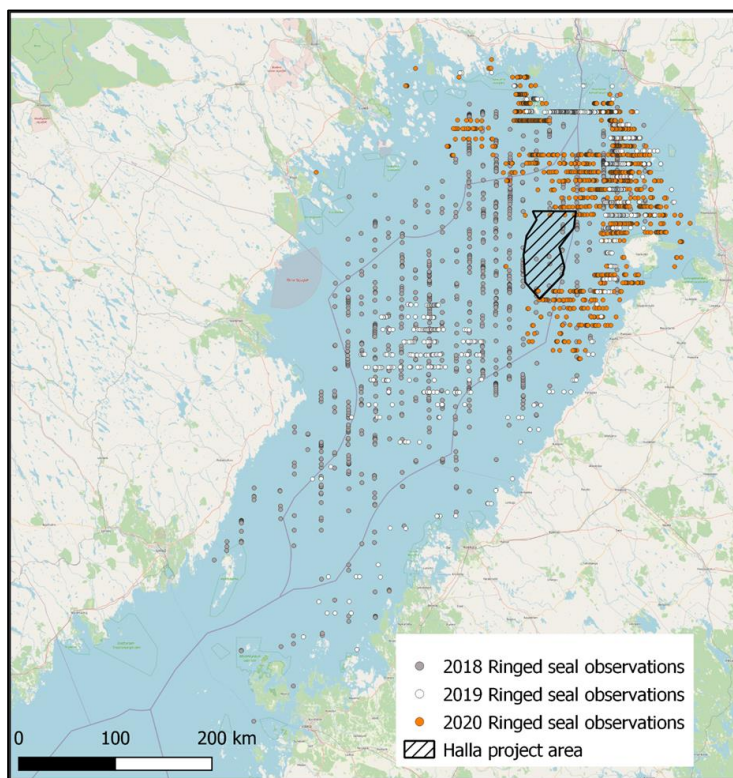
Hallan merituulivoimapuiston hankealueelta löydetty norpat kuuluvat maantieteellisesti eristyneeseen Itämeren alapopulaatioon (HELCOM, 2013b). Eniten norppia esiintyy pohjoisen Pohjanlahden keskiosissa: noin 70 % populaatiosta elää Pohjanlahden pohjoisimmassa osassa ja loput löytyvät Suomenlahdelta (5 %) ja Riiianlahdelta (25 %) (Härkönen, et al., 2014). Kanta on arviolta 11 500, ja trendi on kasvava (Härkönen, 2015). Viime vuosien poikkeuksellisen leutojen talvien aikana tehdyt tutkimukset kuitenkin paljastivat, että Pohjanlahden kannan koko on todennäköisesti yli 20 000 eläintä (HELCOM, 2018b). Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton IUCN:n uhanalaisten lajien punaisen listan mukaan norppakanta on *elinkelpoinen* (LC). Suomen lajien punaisen listan mukaan Itämeren norppakanta luokitellaan kuitenkin *vaarantuneeksi* (VU), (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019) ja ilmastoinnoinen muutosten ennakoitua olevan tulevaisuudessa haaste norpille, koska niiden lisääntyminen on riippuvainen jäätä (HELCOM, 2013b).

Norppien esiintyminen talvisin on vahvasti yhteydessä pesien rakentamiseen soveltuvan merijään laajuuteen. Naaraat synnyttävät poikasensa pesissä, ja jään muodostuminen on kriittisen tärkeää tämän lajin lisääntymisen onnistumisen kannalta (HELCOM, 2018a). Ilmastomallinnus ennustaa merijään muodostumisen vähenemistä ja jääpeitteen lyhyempää kestoja tulevaisuudessa. Tämä todennäköisesti hidastaa vakavasti Pohjanlahden norppakannan kasvua (Sundqvist, Härkönen, Svensson, & Harding, 2012).

Kesällä norpat viettävät noin 90 % ajastaan vedessä – syöden, liikkuen ja leväten. Jotkin yksilöt liikkuvat jopa useita satoja kilometrejä karvanlähdeajan jälkeisenä aikana (Oksanen, Neimi, Ahola, & Kunasranta, 2015). Ravinnonhankinnan osalta havaittiin kaksi suosikkialuetta. Toinen niistä on lounaaseen Hallan merituulivoimapuistosta ja toinen Pohjanlahden pohjoisimmassa osassa, osittain päällekkäinen Halla merituulivoimapuiston hankealueen kanssa.

Pohjanlahden viimeisimmissä ilmalaskennoissa vuosina 2018, 2019 ja 2020 tehdyt norppahavainnot on esitetty kohdassa Kuva 3.3.

Sekä Itämeren norpat että Itämeren harmaahylkeet käyttävät Hallan merituulivoimapuiston hankealuetta säännöllisesti oleskeluun ja lisääntymiseen (HELCOM, 2013). Molempien lajien lisääntyminen on tiiviisti kytköksissä jääpeitteisiin. Lisääntyminen hankealueella riippuu näin ollen suuresti merijääpeitteen laajuudesta. Kvantitatiivista tietoa hankealueen suhteellisesta merkityksestä harmaahylkeille ei ole saatavilla. Hallan merituulivoimapuiston hankealue sijaitsee noin 20 km länteen lähimmästä harmaahylkeiden maallenousualueesta Hailuodossa ja siksi on odotettavissa, että harmaahylkeet käyttävät hankealuetta ympäri vuoden. Ne voivat mahdollisesti käyttää aluetta myös ravinnon hankintaan tai vaelluskäytävänä maallenousualueelta toiselle. Hallan merituulivoimapuisto ei kuitenkaan ole tärkeä ravinnonhankinta-alue harmaahylkeelle tai norpalle, mitä tukee se, että Hallan hankealue on vähäkalainen ja suhteellisen vähän kalojen käytössä. Siksi alueen merkitys Itämeren harmaahylkeelle arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi ja itämerennorpalle kohtalaiseksi.



Kuva 3.3: Itämeren osapopulaatioon kuuluvien norppien lukumäärä vuosina 2018, 2019 ja 2020. Ilmakartoitukset tehtiin kaikkina vuosina huhtikuussa (muokattu Havs- och vattenmyndigheten och SMHI:n tiedoista).

4. Vaikutustenarviointi

4.1. Vaikutustenarviointimenetelmät

Suunnitellun toiminnan mahdollisia vaikutuksia ja seurauksia kaloihin ja merinisäkkäisiin on etsitty ja arvioitu järjestelmällisellä menetelmällä, ja vastaavasti on myös kuvattu näitä vaikutuksia lieventäviä suojatoimenpiteitä. Tässä raportissa käytetään termejä *herkkyys*, *vaikutus* ja *seuraus*.

- **Herkkyys:** Vastaanottajan tai lajin herkkyys kyseiselle vaikutukselle. Vastaanottajan herkkyyden arviointi perustuu nykyiseen tieteelliseen tietoon sekä kenttätöystä saatuu tietoon. Vastaanottajan herkkyys voi olla pieni, kohtalainen tai suuri. Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan seuraavien seikkojen perusteella:
 - Vastaanottajan tila, mukaan lukien populaatiotrendit, runsaus ja esiintymät.
 - Vastaanottajan herkkyys kyseiselle ympäristövaikutukselle ja sen kyky sopeutua paineeseen. Tässä tapauksessa vedenalainen melu.
 - Vastaanottajan herkkyys eri vuodenaikoina (vastaanottaja voi esimerkiksi olla herkempi pariutumis- tai muuttoaikoina).
- **Vaikutuksen koko ja laajuus:**

Vaikutus (impact): Viittaa projektitoiminnasta johtuvaan fyysisen ympäristön muutokseen. Esimerkiksi: syntyvä melu, päästöt, arvokkaiden luonnonympäristöjen menetys, liikenteen lisääntyminen alueella. Vaikutus voi olla paikallinen, alueellinen tai kansallinen ja lisäksi joko lyhytaikainen, tilapäinen tai pysyvä.

Vaikutus (effect): Kuvaa sen merkitystä, joka vaikutuksella arvioidaan olevan ympäristön olemassa oleviin arvoihin. Näin ollen kuvaus vaikutuksen laajuudesta. Vaikutuksia on tarkasteltava suhteessa kyseisen

alueen erityisolosuhteisiin eli siihen, mikä tekee ympäristöstä arvokkaan, mihin arvoihin vaikutus kohdistuu ja kuinka herkkiä ne ovat. Jos alueella on vain vähän arvoa, vaikutuksellakin on pienempi merkitys. Jos alue on kuitenkin arvokas tai herkkä, vaikutukset ovat merkittävämpiä.

- **Seuraus:** Arvio siitä, kuinka tärkeitä ympäristövaikutukset ovat ilmaston, ihmisten terveyden, biologisen monimuotoisuuden tai muiden asiaan liittyvien tekijöiden kannalta. Seurausten arvioinnissa otetaan huomioon vaikutuksen laajuus, merkitys ympäristöarvoille ja se, kuinka suuri vaikutuksen odotetaan olevan. Arvioinnin vertailukohta on "ei toimia" -vaihtoehto, ns. nollavaihtoehto. Nollavaihtoehto kuvaa alueen odotettua tulevaa kehitystä, jos hanketta ei toteuteta.

Vaikutuksista tehdään aluksi seulonta, jossa kuvataan millaisia vaikutuksia suunnitellulla toiminnalla voi olla. Vaikutusten ja seurausten kokonaisarviointia varten tehdään arvio lajin (vastaanottajan) herkkyydestä. Tämän jälkeen arvioidaan toiminnan oletettu vaikutus lajiin. Toiminnan jälkeisten mahdollisten seurausten arviointi tehdään painottamalla vastaanottajan herkkyyttä vaikutuksen laajuuteen nähden. Tämän perusteella arvioidaan, mitä ympäristöseurauksia hankkeella voi olla Taulukko 4.1.

Taulukko 4.1: Arviointimatriisi, jota käytetään tietyn vaikutuksen mahdollisten seurausten arvioimiseen.

Seurauksen merkitys		Vaikutuksen suuruus ja laajuus						
		Suuri negatiivinen	Kohtalainen negatiivinen	Pieni negatiivinen	Merkityksetön	Pieni positiivinen	Kohtalainen positiivinen	Suuri positiivinen
Vastaanottajien herkkyys	Pieni	Kohtalainen	Pieni	Vähäinen	Olema-ton	Vähäinen	Pieni	Kohtalainen
	Kohtalainen	Suuri	Kohtalainen	Pieni	Olema-ton	Pieni	Kohtalainen	Suuri
	Suuri	Erittäin suuri	Suuri	Kohtalainen	Olema-ton	Kohtalainen	Suuri	Erittäin suuri

Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan suhteessa olennaisiin vaikutuksiin suunnitellun hankkeen eri vaiheissa. Vaikutusten suuruuden ja laajuuden arvioimiseksi arvioinnit perustuvat *pahimpiin skenaarioihin*, joissa vaikutusten odotetaan olevan suurimmat.

4.2. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana – Paalutus

Hankealueelle asennetaan yhteensä 160 perustusta. Teoriassa perustusten asennus paalutuksella kestää tällöin noin 5,5 kuukautta (tehokasta työtä) ja paalutusta tehdään noin kuusi tuntia päivässä olettaen, että päivässä asennetaan yhdet perustukset, ilman taukoja (160 perustusta = 160 päivää ~ 5,5 kuukautta). Käytännössä yksien perustusten asennuksen kokonaisaika on kuitenkin pidempi ja kestää noin 2 päivää. Kuusi tuntia päivässä yksille perustuksille ja 5,5 kuukautta kaikille perustuksille arvioivat vain paalutukseen kuluva aikaa, eikä arviossa oteta kantaa muihin perustuksen asennukseen liittyviin rakennustöihin. Perustusten kokonaisasennusaika on yli 5,5 kuukautta. Lisäksi asennusaika voi olla pidempi esimerkiksi huonojen sääolosuhteiden vuoksi, jolloin paalutusta ei voida joka päivä tehdä.

4.2.1. Kalat

Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun (PTS ja vamma) paineen pahimmat vaikutukset kohdistuvat yksilöihin paalutustoiminnan välittömässä läheisyydessä. Kaloille etäisyys on siis < 100–2350 m ja mädille ja toukille

enintään 1,5 km (Taulukko 2.3). Tämän lisäksi suurin osa kaloista pakenee kauemmas paineen lähteestä ja palaa, kun melu on lakannut, ja mahdollisesti kärsii vain ajan myötä palautuvasta väliaikaisesta kuulonalenemasta (Monroe, Rajadinakaran, & Smith, 2015; Smith, Kane, & Popper, 2004). TTS:n vaikutusetäisyys kaloille on 11–23,7 km melulähteestä, riippuen kalalajista.

Tällä hetkellä on hyvin vähän tietoa PTS:n ja TTS:n lyhyen ja pitkän aikavälin vaikutuksista kaloihin. Kalojen toukkien ja munien kuolleisuus luonnollisessa ympäristössä on erittäin korkea, ja vaikka munien ja toukkien kuolleisuus lähellä paineen lähdeä voi aiheuttaa jonkin verran rekrytoinnin menetystä, tätä pidetään vähäisenä eikä sillä odoteta olevan merkittävää vaikutusta populaation tasolla. Elinkelpoisia jälkeläisiä tuottavaa kutua esiintyy rajoitetusti Hallan merituulivoimapuiston hankealueella ja sopivampia kutualueita löytyy 3–5 km:n päässä alueen ulkopuolelta. Paalutuksen vaikutus miniin ja toukkiin on siis kohtalaisen negatiivinen, koska se voi vaikuttaa negatiivisesti alueen kutemisen onnistuneeseen lopputulokseen. Tosiasiallisen kutemisen määrä alueella on kuitenkin pieni vaikutusalueen ulkopuolisiin alueisiin verrattuna.

PTS:n tai kuolleisuuden riski suurille kalamäärille nähdään merkityksettömänä lyhyiden vaikutusetäisyyksien (< 100–2350 m) vuoksi ja kun käytetään pehmeää käynnistys-/voimistusmenettelyä, joka antaa kaloille aikaa siirtyä vaikutusetäisyyden ulkopuolelle.

Lähellä paalutuksen lähdeä, jossa vedenalainen melu on korkea, mutta ei silti alueella, jossa kalat kärsivät vammoista, paine laukaisee välttämisreaktion, jolloin nuoret ja aikuiset kalat pakenevat painetta ja mahdollisesti kärsivät väliaikaisesta kuulonalenemasta. Kalat hyödyntävät Hallan hankealuetta kohtalaisesti muihin merialueisiin verrattuna, mutta vain vähän rannikkoalueisiin verrattuna. Ympäröivien alueiden luontotyytit tukevat samojen lajien elämää, useimmissa tapauksissa suuremmalla tiheydellä kuin hankealueella. Siksi herkkyys arvioidaankin pieneksi.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan kohtalaiseksi negatiiviseksi, koska TTS:n vaikutusetäisyydet ovat suhteellisen pitkiä (jopa 23,7 km). Kaiken kaikkiaan Hallan merituulivoimapuiston hankealueella paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä kaloille, eikä se vaikuta kalankantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.2).

Taulukko 4.2: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun kaloille aiheuttamien vaikutusten arviointi Hallan merituulivoimapuiston alueella.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus - kalat	Pieni	Kohtalainen negatiivinen	Pieni

4.2.2. Merinisäkkäät

Mallinnustulokset osoittavat, että jos hylkeet ovat alle 100 metrin ja 275 metrin etäisyydellä paalutuspaikasta, kun paalutus suoritetaan DBBC:tä vastaavalla melunvaimennusjärjestelmällä ja pehmeällä käynnistys- ja voimistusvaiheella, myös ne voivat altistua PTS:lle ja TTS:lle (Taulukko 2.4). Hyvin lyhyiden vaikutusetäisyyksien vuoksi TTS:n tai PTS:n riski hylkeille on hyvin rajallinen TTS:n tapauksessa ja lähes olematon PTS:n tapauksessa.

Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset (19,1 kilometriä tämänhetkessä mallinnuksessa). Hankealueella voi esiintyä sekä norppia että harmaahylkeitä. Lähin harmaahylkeiden maallenusalue on kuitenkin vähintään 20 km:n päässä hankealueelta, eikä aluetta pidetä kummallekaan lajille erityisen tärkeänä ravinnonhankinta-alueena. Hankealueella voi esiintyä lisääntyviä norppia, mutta niitä on siellä vain talvella, jos jääpeite on riittävä. Perustusten

asentamisen ei odoteta olevan mahdollista ajanjaksoina, jolloin hankealueelle on muodostunut merijäätä ja siten myöskään häiriötä norpille ei aiheudu.

Riski sille, että hylkeet kärsisivät PTS:stä tai TTS:stä, arvioidaan erittäin lyhyiden vaikutusetäisyyksien (PTS:lle <100 m ja TTS:lle < 275 m) vuoksi olemattomaksi.

Vedenalaisen melun aiheuttamat käyttäytymisreaktiot voivat vaihdella aktiivisuustason pienistä muutoksista paikallisiin, joissa yksilöt välttävät aluetta kokonaan. Hylkeiden herkkyys käyttäytymisvaikutuksille arvioidaan kohtalaiseksi, koska on odotettavissa, että hylkeet välttelevät vaikutusalueita jossain määrin. Perustusten paalutuksen teoreettinen kesto on noin 5,5 kuukautta (tehokasta työtä). Tämä on olettaen, että päivässä asennetaan yhden perustukset ilman taukoja ja paalutusta tehdään 6 tuntia päivässä. Kuten mainittua, perustusten kokonaisasennusaika on kuitenkin yli 5,5 kuukautta. Väliaikaisen elinympäristön menetyksen kesto ja käyttäytymisen välttämisreaktioiden pysyvyyttä pidetään kuitenkin molempien lajien tapauksessa lyhytaikaisena, koska hylkeet voivat palata alueelle perustusten asennuksen jälkeen.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska kyseessä on pieni osuus hylkeiden koko elinalueesta ja vaikutus siihen on tilapäinen, eli vaikka vaikutusmatkat ovat suhteellisen pitkiä (19,1 km), käyttäytymisen välttämisvasteiden esiintymisen todennäköisyys on pieni. Kaiken kaikkiaan Hallan merituulivoimapuiston hankealueella paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä hylkeille, eikä se vaikuta hyljekantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.3).

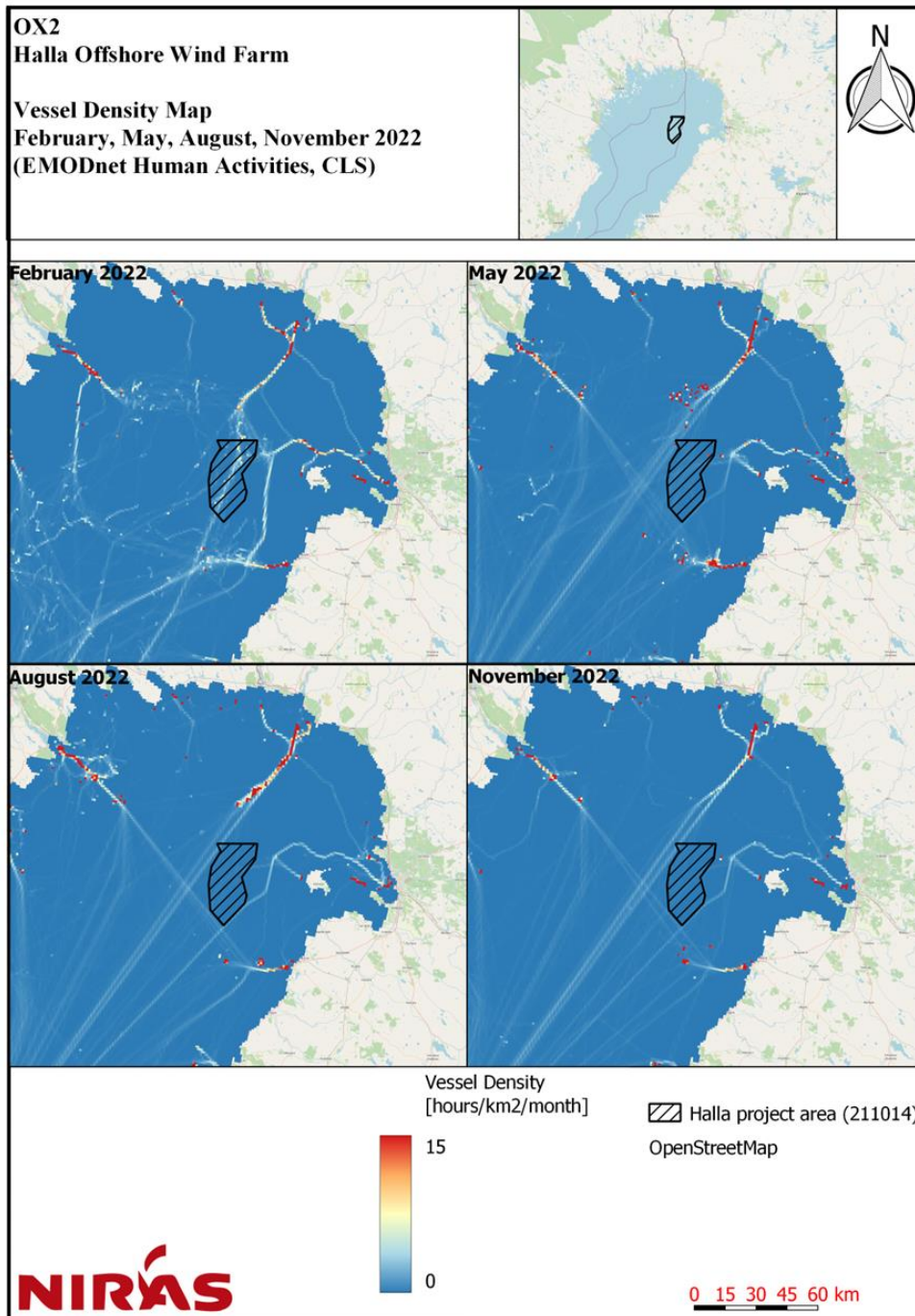
Taulukko 4.3: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun hylkeille aiheuttamien vaikutusten arviointi Hallan merituulivoimapuiston alueella.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus	Kohtalainen	Pieni negatiivinen	Pieni

4.3. Vaikutustenarviointi – Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu

Tuulivoimapuiston rakentamisen ja operatiivisen kunnossapidon aikana Hallan merituulivoimapuiston hankealueella ja sen läheisyydessä on odotettavissa sekä pienten että suurten alusten laivaliikenteen kasvua. Vedenalaisen melun leviäminen ympäröivään veteen riippuu vedenalaisen melun taajuudesta, ympäröivästä ympäristöstä (esim. lämpötila, suolapitoisuus ja syvyys) ja muista tekijöistä, kuten käyttönopeudesta, aluksen koosta, lastista jne (Wisniewska, et al., 2016; Erbe, et al., 2019; Urlick, 1983).

Alueella odotetaan käytettävän sekä pieniä ja nopeita veneitä että suurempia, hitaammin liikkuvia aluksia. Tuulivoimapuiston hankealueella esiintyy laivaliikennettä (Kuva 4.1), ja siksi Hallan hankealueen odotetaan altistuvan matalataajuuksiselle laivamelulle. BIAS-hankkeesta saatujen tietojen perusteella 500 Hz:n taajuusalueella mitatun vedenalaisen melutason arvioidaan olevan yli 80–95 dB re 1uPa hankealueen keskeisissä osissa (50 % ajasta), erityisesti talvikaudella, jolloin äänellä on taipumus kulkea pidemmälle kuin kesäkaudella.



Kuva 4.1: Alustiheyskartta vuodelta 2022 EMODnetistä CLS:n AIS-tietojen perusteella.

4.3.1. Vaikutustenarviointi – kalat

Hallan merituulivoimapuiston hankealue on päällekkäinen Pohjanlahden päälaivaliikenneväylien kanssa. Aluetta hallitsee siis jo nyt vedenalaista melua aiheuttava alusliikenne, ja alueella olevat kalat ovat todennäköisesti jo mukautuneet tiettyyn määrään vedenalaista melua. Kalat käyttävät Halla-hankkeen aluetta kohtalaisesti, mutta sekä pelagisten että pohjakalojen herkkyyks laivaliikenteestä aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan olemattomaksi, koska käyttäytymisreaktiot tapahtuvat lähellä alusta. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.4).

Taulukko 4.4: Hallan merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Olematon	Olematon

4.3.2. Vaikutustenarviointi - hylkeet

Suurin vaikutus laivamelulla on todennäköisesti hylkeisiin ja niiden käyttäytymiseen. Se voi esimerkiksi aiheuttaa muutoksia niiden ravinnonhankintamallissa alusten läheisyydessä (Richardson, Greene, Malme, & Thompson, 1995; Wisniewska, et al., 2016).

Hylkeiden herkkyys laivamelulle arvioidaan pieneksi, koska lisääntyvän laivaliikenteen vaikutus käyttäytymiseen tulee olemaan rajallinen ja hyvin lyhytkestoinen. Alue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska käyttäytymisreaktioiden odotetaan tapahtuvan vain aluksen välittömässä läheisyydessä. Myös se tulee pitää mielessä, että hankealueella esiintyy jo nyt laivaliikennettä. Rakentamiseen ja operatiiviseen kunnossapitoon liittyvän laivaliikenteen lisävaikutus arvioidaan näin ollen vaatimattomaksi. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille Hallan merituulivoimapuiston hankealueella arvioidaan vähäisiksi, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.5).

Taulukko 4.5: Hallan merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Pieni negatiivinen	Vähäinen

4.4. Vaikutustenarviointi – Voimaloiden aiheuttama vedenalainen melu

Merituulivoimaloiden aiheuttama vedenalainen melu tulee pääasiassa kahdesta lähteestä: koneiston (vaihteiston jne.) mekaanisesta tärinästä, joka välittyy tornia pitkin ja säteilee edelleen ympäröivään veteen; ja tuulipuiston huoltoveneiden aiheuttamasta vedenalaisesta melusta.

4.4.1. Vaikutustenarviointi, kalat

Käyttömelun luonteen ja voimakkuuden vuoksi äänille herkäät pelagiset kalat, kuten sillikalat (kilohaili ja silakka), sekä ääniherkkyydeltään keskitasoiset kalat havaitsevat sen jopa muutaman sadan metrin etäisyydeltä lähteestä. Pohjakalat, joilla on vain pieni uimarakko tai ei lainkaan uimarakkoa, kuten simput (Cottidae) jne., havaitsevat tuulivoimalamelun vain lyhyillä etäisyyksillä <50 m (DFU, 2000).

Vaikka sekä pelagiset että bentaaliset kalalajit voivat kuulla tuulivoimaloiden mekaanisista komponenteista aiheutuvia vedenalaisia ääniä, ei ole mitään viitteitä siitä, että ne osoittaisivat käyttäytymisreaktioita ja pakenisivat tai siirtyisivät pois alueelta. Päinvastoin, Horns Rev 1 -merituulivoimapuistossa havaittiin tuulivoimaloiden lähellä enemmän kalalajeja ja yksilöitä verrattuna läheiseen viitealueeseen (Stenberg et.al., 2011), mahdollisesti johtuen voimaloiden perustusten tarjoamista hyvistä ruokinta- ja piilopaikkamahdollisuuksista. Lisäksi muissa merituulivoimapuistoissa on havaittu mahdollista tottumista tuulivoimaloiden ääniin (Stenberg et.al., 2011; Hvidt et.al., 2006; Phys.org, 2023).

Vedenalainen voimalamelu ei ole niin korkea, että sillä olisi vaikutusta kalojen varhaiseen elämänvaiheeseen (kalan mätimunat ja toukat), joten tuulipuiston toiminnan aiheuttama vedenalainen melu ei vaikuta varhaiseen

elämänvaiheeseen. Sekä pelagiset että pohjakalat voivat todennäköisesti kuulla tuulivoimaloiden mekaanisten komponenttien toiminnan aiheuttaman vedenalaisen melun, mutta se ei näytä vaikuttavan niihin merkittävästi. Näin ollen sekä pelagisten että bentaalisten kalojen herkkyys vedenalaiselle melulle luokitellaan pieneksi. Koska ei ole viitteitä siitä, että käytössä olevien voimaloiden läheisyydessä elävät kalayhteisöt eroavaisivat ympäröivän alueen yhteisöistä, vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan olemattomaksi. Kaiken kaikkiaan voimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kalakantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.6)

Taulukko 4.6: Hallan merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Olematon	Olematon

4.4.2. Vaikutustenarviointi – hylkeet

Oletus on, että hylkeet pystyvät kuulemaan toimintamelun muutaman kilometrin päähän hiljaisissa olosuhteissa. Koska hankealueen ympäristömelun odotetaan kuitenkin olevan suhteellisen suurta meriliikenteen vuoksi, se arvioidaan rajoittavaksi tekijäksi matalalla taajuusalueella. Lisäksi hylkeet näyttävät sietävän suhteellisen hyvin toiminnassa olevien tuulipuistojen aiheuttamaa vedenalaista melua (Kastelein, 2011; Southall, et al., 2019). Norppien reagointia tuulivoimaloiden toimintaan liittyvään meluun ei ole tutkittu. Rengastettujen kirjohylkeiden on kuitenkin osoitettu hankkivan ravintoa voimalaperustusten ympäriltä (Russell, et al., 2014). Myös harmaahylkeiden on raportoitu seuraavan ihmisen pystyttämiä rakenteita, kuten vedenalaisia kaapeleita, ja hankkivan ravintoa kaapeleiden varrelta (Russell, et al., 2014). Siksi oletetaan, että harmaahylkeet reagoivat tuulipuistoihin samalla tavalla kuin kirjohylkeet.

Oletus on, että tuulivoimala rakennetaan siten, että perustuksen ympärillä käytetään syöpymissuojausta. Uuden kovan pohjan odotetaan toimivan keinotekoisena riuttana, joka houkuttelee kovaan pohjaan ja kiviriuttoihin liittyviä kalalajeja ja siten mahdollisesti lisää hylkeiden saalista. Hylkeiden herkkyys tuulipuiston toiminnasta aiheutuvalla vedenalaisella melulla on pieni tai olematon, mikä perustuu olemassa olevaan tietoon hylkeiden käyttäytymisestä merituulivoimapuistojen alueilla. Toimintamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan olemattomaksi. Myös se tulee pitää mielessä, että hankealueella esiintyy jo nyt laivaliikennettä. Tuulivoimapuiston toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun lisävaikutus on näin ollen vaatimatonta. Kaiken kaikkiaan voimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille arvioidaan olemattomaksi, eikä melu vaikuta hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.7)

Taulukko 4.7: Hallan merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Olematon	Olematon

4.5. Kumulatiiviset vaikutukset

Kumulatiivisten vaikutusten arviointi perustuu hankkeen vaikutusarviointiin sekä muihin paikallisiin tai alueellisiin hankkeisiin tai suunnitelmiin, jotka voivat vaikuttaa kumulatiivisiin ympäristövaikutuksiin. Kumulatiivisia vaikutuksia syntyy, kun useat samalle alueelle suunnitellut hankkeet vaikuttavat samaan aikaan samoihin ympäristövaikuttajiin. Hallan merituulivoimapuiston tapauksessa vedenalaisen melun kumulatiivisia vaikutuksia voi syntyä, jos samaan aikaan rakennetaan muita tuulivoimapuistoja tai muita hankkeita, jotka aiheuttavat samantyyppisiä

vaikutuksia. Arviointi perustuu rakennuslupan saaneisiin hankkeisiin sekä suunnitteluvaiheessa oleviin hankkeisiin ja merituulivoimapuistojen samanaikaiseen rakentamiseen. Suhteellisen lähelle Hallan merituulivoimapuiston kehitysaluetta on suunnitteilla useita merituulivoimapuistoja. Taulukko 4.8 sisältää suunnitellut merituulivoimapuistot.

Taulukko 4.8: Kumulatiivisessa arvioinnissa huomioitavat hankkeet.

Tuulivoimapuisto/ kehittäjä	Maa	Suunniteltu enimmäisteho yhteensä/turbiinien enimmäismäärä	Vähimmäis- etäisyys Hallan merituulivoima- puistosta	Suostumusvaihe	Odotettu rakennusvuosi
Polargrund / Skyborn Renewables	Ruotsi	3000 MW/120 turbiinia	3 km	YVA-raportti työn alla	2028-2030
Omega / Njordr	Ruotsi	1500 MW/83 turbiinia	18 km	YVA-raportti työn alla	2031-2033
Maanahkiainen / Raja- kiiri	Suomi	550 MW/40 turbiinia	27 km	Kaavoitus suunnitel- man päivitys työn alla	ei saatavilla
Ebba, Pyhäjoki ja Raahe / Metsähallitus	Suomi	1400 MW/100 turbiinia	22 km	Kilpailutusprosessi al- kaa syksyllä 2023	2033-2035

Hallan merituulivoimapuiston arvioitu rakennusaika on 2029–2031. Puolet perustuksista odotetaan asennettavan vuonna 2029 ja loput vuonna 2030. Skyborn Renewableables suunnittelee noin 3 km:n päähän Hallan merituulivoimapuistosta luoteeseen Polargrundin merituulivoimapuistoja, joiden kapasiteetti on 3 000 MW. Polargrund on varhaisessa suunnitteluvaiheessa ja YVA-työ on parhaillaan käynnissä. Polargrundin rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2028–2030. Koska Hallan merituulivoimapuiston rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2029–2031, näiden kahden merituulipuiston rakennusvaiheet saattavat osua samaan aikaan. Jos kummallakin hankealueella paalutetaan samaan aikaan, kumulatiiviset vaikutukset käyttäytymisreaktioihin ovat hyvin todennäköisiä, koska hankealueiden välinen etäisyys on noin 3 km. Kaksi vaikutusaluetta yhdessä voivat muodostaa suuren, yhtenäisen vaikutusalueen. Siirtymä yhdeltä kohdealueelta voi myös johdattaa eläimiä toisen kohteen vaikutusalueelle ja lisätä siten yleistä häiriövaikutusta. Hankealueiden samanaikaisten paalutusten kumulatiivisten vaikutusten todennäköisyydestä ei ole mahdollista tehdä yksityiskohtaisia ennusteita, koska kumulatiivisten vaikutusten epävarmuustekijät ovat edelleen liian suuria: Polargrundin merituulivoimapuistolla ei ole vielä lopullista rakennuslupaa ja on yhä epäselvää, milloin tuulivoimapuisto toteutetaan.

Omegaan merituulivoimapuiston, Maanahkiaisen merituulivoimapuiston sekä Ebban, Pyhäjoen, Raahen ja Suurhiekkan rakentamisen aikana ei ole odotettavissa samanaikaista paalutusta. Hallan merituulivoimapuiston ja näiden hankealueiden kumulatiivisten vaikutusten odotetaan siksi olevan olemattomia.

5. Viittaukset

- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L. P., . . . Wikström, A. (2016). A framework for regulating underwater noise during pile driving. A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish.
- 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.
- DFU. (2000). *Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area*. DFU-Rapport.
- Energistyrelsen. (2022, April). *Guideline for underwater noise - installation of impact-driven piles*. København: ens.dk.
- 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.
- Galatius, A. (2017). Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark. Aarhus: Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- Gross, M. R., Coleman, R. M., & McDowall, R. M. (1988). Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. 1291-1293. *Science*.
- Happo, L., Hynninen, M., & Vatanen, S. (2022). Halla merituulipuiston kalasto- ja habitaattiselvitys kesällä 2022. Kala - ja vestitutkimus Oy.
- HELCOM. (2013). Red list, *Phoca hispida botnica*.
- HELCOM. (2013a). Red list, *Halichoerus grypus*.
- HELCOM. (2013b). *Species information sheet - Phoca Hispida botnica*. HELCOM Red List Marine Mammal Expert Group.
- HELCOM. (2018a). Distribution of Baltic seals. Helcom core indicator report.
- HELCOM. (2018b). Population trends and abundance of seals. HELCOM.
- HELCOM. (2018d). State of the Baltic Sea - Second HELCOM Holistic Assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* 155.
- Hvidt et.al. (2006). Fish along the Cable Trace Nysted Offshore Wind Farm Final Report. Dong Energy / Orbicon AS.
- Härkönen, T. (2015). *Pusa hispida ssp. botnica*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Retrieved from <https://www.iucnredlist.org/species/41673/66991604>
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilman, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO Scientific Publications* 6: 57-68.
- Härkönen, T., Stenman, O., Jüssi, M., Jüssi, I., Sagitov, R., & Verevkin, M. (2014). Population size and distribution of the Baltic ringed seal (*Phoca hispida botnica*). *NAMMCO Scientific Publications, Vol 1*.
- Jones, E. M., Smout, S., Hammond, P., Duck, C., Morris, C., Thompson, D., . . . Matthiopoulos, J. (2015). Patterns of space use in sympatric marine colonial predators reveal scales of spatial partitioning. *Marine Ecology Progress Series*, 534, 235-249.
- Jorgensen, H. B., Hansen, M. M., Bekkevold, D., Ruzzante, D. E., & Loeschke, V. (2005). Marine landscapes and population genetic structure of herring (*Clupea harengus* L.) in the Baltic Sea. *Molecular Ecology*, 14(10), 3219-3234. <https://doi.org/10.1111/>
- Jüssi, M., Härkönen, T., Helle, E., & Jüssi, I. (2008). Decreasing ice coverage will reduce the breeding success of Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) females. 37, 80-85. *Ambio*.

- Kastelein, R. (2011). Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Master-plan Wind 'Monitoring the Ecological Impact'.
- 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.
- McConnell, B., Lonergan, M., & Dietz, R. (2012). *Interactions between seals and off-shore wind farms*. The Crown Estate.
- Monroe, J. D., Rajadinakaran, G., & Smith, M. E. (2015). Sensory hair cell death and regeneration in fishes. 9. *Frontiers in Cellular Neuroscience*. doi:10.3389/fncel.2015.00131
- NAMMCO. (2019). Report of the Scientific Committee 26th Meeting, October 29 – November 1, Tórshavn Faroe Islands. North Atlantic Marine Mammal Commission.
- Naturhistoriska riksmuseet. (2022). Observations of harbour porpoise in swedish waters: <https://marinadagdjur.nrm.se/observationer-tumlare>.
- Naturvårdsverket. (2012). Vindkraftens effekter på marint liv.
- NIRAS. (2023). Halla offshore wind farm. Underwater noise prognosis for construction phase.
- NMFS. (2018). Revision to technical guidance for assessing effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing.
- NOAA. (2018). *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0)*, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59. Silver Spring, MD 20910, USA: April, National Marine Fisheries Service.
- Oksanen, S., Neimi, M., Ahola, M., & Kunasranta, M. (2015). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. *Movement ecology* 3:33. DOI 10.1186/s40462-015-0058-1.
- Olsen, M., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K., & Kinze, C. (2016). The forgotten type specimen of the grey seal (*Halichoerus grypus*) from the island of Amager, Denmark. *Zoological Journal of the Linnean Society*. (April).
- Phys.org. (2023). Research shows that cod love the artificial reef at a wind farm. Retrieved from <https://phys.org/news/2023-04-cod-artificial-reef-farm.html>
- Popper, A., Hawkins, A., Fay, R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., & Travolga, W. (2014). Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s-1C1 and registered with ANSI. New York: Springer.
- Richardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press, New York.
- Russell, D., Brasseur, S., Thompson, D., Hastie, G., Janik, V., Aarts, G., . . . McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology* 24: R638-R639.
- Saulamo, K., & Neuman, E. (2002). Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations.
- Smith, M. E., Kane, A. S., & Popper, A. N. (2004). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). 207, 427-435. *The Journal of experimental biology*.
- 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.
- Stenberg et.al. (2011). Effects of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up seven years after construction. DTU Aqua Report No 246.
- Sundqvist, L., Harkonen, T., Svensson, C., & Harding, K. (2012). Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal - Impacts of historical and future winter temperatures. . *Ambio*. DOI 10.1007/s13280-012-0334-x. .

- Suuronen, P., Lunneryd, S., Königson, S., Coelho, N. F., Waldo, Å., Eriksson, V., . . . Vetemaa, M. (2023). Reassessing the management criteria of growing seal populations: The case of Baltic grey seal and coastal fishery. *155. Marine Policy*. doi:10.1016/j.marpol.2023.105684
- Sveegaard, S., Carlén, I., Carlström, J., Dähne, M., Gilles, A., Loisa, O., . . . Pawliczka, I. (2022). HOLAS-III harbour porpoise importance map. Methodology. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report No. 240. <http://dce2.au.dk/pub/TR240.pdf>.
- Urick, R. (1983). *Principles of Underwater Sound*. 3rd Edn. NewYork, NY: McGraw Hill.
- Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., . . . Madsen, P. (2016). Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises make them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology*, 26, 1-6.
- Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. (2019). The Red List of Finnish Species 2019: <https://punainen-kirja.laji.fi/en/results?type=species&year=2019&redListGroup=MVL.728>.



Hallan merituulivoimapuisto

Vedenalaisen melun vaikutustenarviointi
Kalat ja merinisäkkäät

OX2 Finland

Päivämäärä: 12.10.2023

Tekijänoikeudet © Halla Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään. Tätä asiakirjaa, sen liitteitä tai mitään osaa niistä ei saa kopioida, jäljentää, julkaista, levittää tai muokata miltään osin ilman Halla Offshore Wind Oy:n kirjallista lupaa.

Versionu mero	Päivämäärä	Kuvaus	Laatija:	Vahvistaja:	Hyväksyjä:
1	15.8.2023	Ensimmäinen versio	MAWI/MLKR	TEHE	MAM
2	20.9.2023	Lopullinen versio	MAWI	MAM	MAM
3	12.10.2023	Lopullinen versio	MAWI	MAM	MAM

Sisällys

Yhteenveto	5
1. Johdanto.....	7
1.1. Hankealue	7
1.2. Arviointimenetelmät	8
2. Kalat – lähtötilanteen kuvaus	9
2.1. Kalaekologia hankealueella	9
2.1.1. Kalastotutkimukset hankealueella	11
2.2. Tärkeimmät kalakannat hankealueella	13
2.2.1. Silli	13
2.2.2. Härkäsimppu	15
2.2.3. Kuore	15
2.2.4. Muikku	15
2.2.5. Siika	16
2.2.6. Kiiski	16
2.2.7. Ahven	17
2.2.8. Tuulenkala	17
2.2.9. Kolmipiikki	18
2.2.10. Kivinilikka	18
2.2.11. Merilohi	19
2.2.12. Muut lajit	19
2.2.13. Alueen arvioitu yleinen merkitys kalojen elinympäristönä	19
3. Merinisäkkäät - lähtötilanteen kuvaus	20
3.1. Harmaahylkeet	20
3.1.1. Harmaahylkeen suojelutilanne	22
3.1.2. Hallan merituulivoimapuiston alueen merkitys harmaahylkeille	22
3.2. Norpat	24
3.2.1. Norpan suojelutilanne	26
3.2.2. Hallan merituulivoimapuiston alueen merkitys norpille	27
3.3. Olemassa oleva kuormitus - hylkeet	29
4. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana	29
4.1. Vaikutuskynnykset kaloille ja hylkeille	29
4.1.1. Sovellettava kynnysarvo kaloille	29

4.1.2.	Sovellettava kynnysarvo merinisäkkäille	31
4.2.	Paalutuksen aiheuttama vedenalainen melu	32
4.2.1.	Paalutuksen tulokset	35
4.2.2.	Vaikutustenarviointi - kalat.....	38
4.2.3.	Vaikutustenarviointi - hylkeet.....	40
4.3.	Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu.....	42
4.3.1.	Vaikutustenarviointi – kalat	44
4.3.2.	Vaikutustenarviointi - hylkeet.....	44
5.	Vaikutusten arviointi - Vedenalainen melu toiminnan aikana	45
5.1.	Toimintamelu	45
5.1.1.	Vaikutustenarviointi, kalat.....	48
5.1.2.	Vaikutustenarviointi – hylkeet	49
6.	Kumulatiiviset vaikutukset	51
7.	Johtopäätös.....	53
8.	Viittaukset	54

Yhteenveto

OX2 AB suunnittelee Hallan merituulivoimapuistoa Perämerelle. Merituulivoimapuiston rakentaminen ja käyttö altistaa alueen merieläimet melulle, joka johtuu pääasiassa paalutuksesta, lisääntyneestä laivaliikenteestä ja turbiinien toiminnasta aiheutuvasta melusta. Siksi tässä raportissa arvioidaan mallinnettuja äänenpainetasoja suhteessa eläinten alueelliseen ja ajalliseen jakaumaan ja niiden herkkyyteen vedenalaiselle melulle Hallan merituulivoimapuiston hankealueella. Näin voidaan laatia kokonaisarvio melusaasteen määrästä, laajuudesta ja seurauksista.

Kenttätutkimusten ja eri lähteistä saatujen tietojen avulla selvitettiin, millainen eläinyhteisö alueella asuu tai vaeltaa alueen kautta. Alueella esiintyy kahta nisäkäslajia (harmaahylje ja norppa) ja pieni määrä kalalajeja, joista silakkaa ja simppuja on lukumääräisesti eniten. Kalat käyttävät merituulivoimapuiston hankealuetta pääasiassa ravinnonhankintaan. Hankealue soveltuu vain rajoitetusti kutualueeksi verrattuna hankealueesta 3–5 km itään sijaitseviin alueisiin ja rannikkoalueisiin. Sekä norppien että harmaahylkeiden lähimmät maallenousupaikat sijaitsevat yli 20 kilometrin päässä merituulivoimapuiston hankealueesta. Hylkeiden arvioitiin käyttävän hankealuetta vain rajoitetusti, ennen kaikkea siksi, että alueella on vähemmän kalaa kuin lähempänä rannikkoa sijaitsevilla tai matalammilla Perämeren alueilla.

Paalutusmelun kesto oli kolmesta arvioidusta melutyypistä lyhyin, mutta myös melun voimakkuus oli suurin. Paalutus voi mahdollisesti aiheuttaa välttämisreaktioita, tilapäistä ja pysyvää kuulonalenemaa ja pahimmassa tapauksessa akustisen vaurion muuhun kuin kuulokudokseen.

Kalojen osalta mallinnettu akustisen vaurion kynnysetäisyys oli <100–2 350 m aikuisilla tai nuorilla kaloilla ja 700–1 500 m mädillä ja kalanpoikasilla. Mallinnettu raja-arvo kalojen tilapäiselle kuulonalenemalle oli 10,3–23,7 km. Paalutuksesta kaloilla aiheutuvien vaikutusten suuruus ja laajuus arvioitiin kohtalaisen negatiiviseksi. Paalutuksen kokonaisvaikutukset merituulivoimapuiston rakentamisen aikana arvioitiin pieniksi, mikä johtuu pääasiassa alueen kalojen pienestä herkkyydestä (vähän kaloja ja kutemista vain rajallisesti).

Mallinnettu etäisyysraja hylkeiden pysyville tai tilapäisille kuulonalenemille oli pysyvän aleneman tapauksessa <100 m ja tilapäisen aleneman tapauksessa jopa 275 m. Välttämiskäyttäytymisen kynnyks oli 19,1 km. Paalutuksesta hylkeille aiheutuvien vaikutusten suuruus ja laajuus arvioitiin pieneksi negatiiviseksi. Paalutuksen kokonaisvaikutukset merituulivoimapuiston rakentamisen aikana arvioitiin pieniksi, koska hankealueella on vain vähän hylkeitä sekä muista merituulivoimapuistoista saatujen kokemusten perusteella.

Aluksista aiheutuva melu ei ole yhtä voimakasta kuin paalutusmelu, mutta se on pitkäkestoisempaa ja laajempaa. Hallan merituulivoimapuiston hankealueella kulkee intensiivisesti käytettyjä laivareittejä, ja alueen suhteellisen vähäiset eläimet ovat todennäköisesti sopeutuneet tiettyyn aluksista aiheutuvan melun määrään. Alusmelusta Hallan merituulivoimapuistolle kaloille aiheutuvan vaikutuksen suuruus ja laajuus sekä seuraukset arvioitiin sen vuoksi merkityksettömäksi. Hylkeiden osalta alusmelusta aiheutuvien vaikutusten suuruus ja laajuus arvioitiin pieneksi negatiiviseksi ja seuraukset vähäisiksi.

Tuulivoimaloiden toimintaan liittyvät melupäästöt ovat aerodynaamista ja mekaanista melua, jotka ovat tässä raportissa käsitellyistä melutasoista vähiten kuultavat melutasot. Muista merituulipuistoista tehdyissä tutkimuksissa on todettu, että useiden toiminnassa olevien tuulivoimaloiden aiheuttama kumulatiivinen melutaso on selvästi alle ympäristön melutason alueilla, joilla alusten aiheuttama melutaso on korkea ja tuulennopeus on suuri. Näin odotetaan olevan myös Hallan

merituulivoimapuiston alueella. Toimintamelusta alueen kaloille ja hylkeille aiheutuvan vaikutuksen suuruus ja laajuus sekä seuraukset arvioitiin sen vuoksi merkityksettömäksi. .

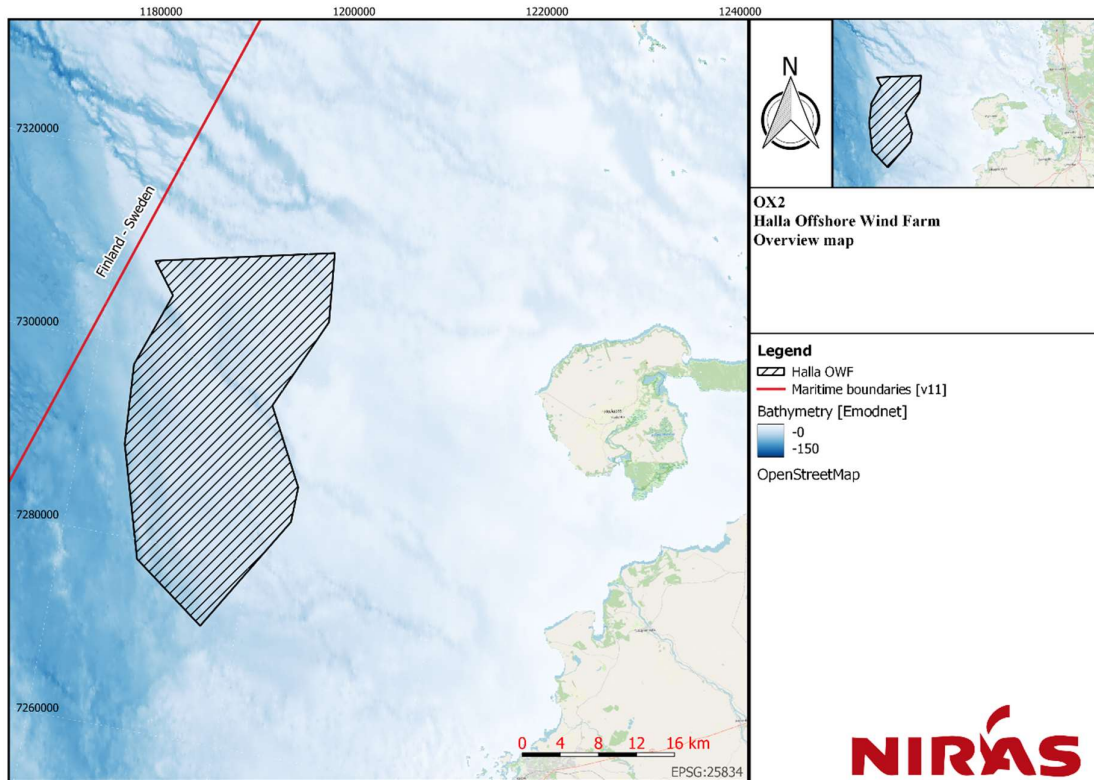
Taulukko 0.1 esittää rakentamisen ja käytön aikaisen vedenalaisen melun kaloille ja hylkeille aiheutuvien vaikutusten arvioinnin tulokset.

Taulukko 0.1 Hallan merituulivoimapuiston rakennuksesta ja voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus - kalat	Pieni	Kohtalainen negatiivinen	Pieni
Paalutus - hylkeet	Kohtalainen	Pieni negatiivinen	Pieni
Laivamelu - kalat	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön
Laivamelu - hylkeet	Pieni	Pieni negatiivinen	Vähäinen
Toimintamelu - kalat	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön
Toimintamelu - hylkeet	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

1. Johdanto

OX2 AB suunnittelee Hallan merituulivoimapuistoa Perämerelle Suomen talousvyöhykkeelle (Kuva 1.1). Tässä raportissa esitetään tiedot ympäristövaikutusten arvioinnista (YVA) rakennus- ja käyttövaiheen vedenalaisen melun vaikutuksista kaloihin ja merinisäkkäisiin. Raportissa esitetään lyhyt kuvaus Perämeren ja Hallan merituulivoimapuiston hankealueen merinisäkkäiden ja kalojen lähtötilanteesta. Kalojen ja merinisäkkäiden lähtötilanteen kuvaukset perustuvat olemassa olevaan tietoon, tuulivoimapuistoalueella tehtyihin kalojen koekalastustutkimuksiin sekä hankealueella ja sen läheisyydessä harjoitetusta kaupallisesta kalastuksesta saatuihin tietoihin. Lähtötilannetta koskevassa luvussa arvioidaan alueen merkitystä relevanteille kala- ja merinisäksilajeille.



Kuva 1.1: Yleiskuva Hallan merituulivoimapuistosta (musta) ja sitä ympäröivästä alueesta.

Perustusten asentamisesta merinisäkkäille ja kaloille aiheutuvien vaikutusten arvioimiseksi on tehty paikkakohtainen vedenalaisen melun mallinnus, ja mallinnuksen lyhyt kuvaus esitetään kohdassa 4.2. Yksityiskohtaisempi kuvaus vedenalaisen melun mallintamisesta löytyy teknisestä raportista (NIRAS, 2023). Muiden rakennus- ja käyttövaiheeseen liittyvien, vedenalaista melua aiheuttavien toimintojen kuvaukset perustuvat olemassa olevaan tietoon, ja kuvaukset löytyvät tästä raportista. Luvuissa 4 ja 5 arvioidaan rakentamis- ja käyttövaiheen aikana kaloihin ja merinisäkkäisiin kohdistuvan vedenalaisen melun vaikutuksia.

1.1. Hankealue

Hallan merituulivoimapuiston työmaa on Perämerellä Suomen puolella, noin 24 km Hailuodon saaresta länteen (ks. kuva 1.1). Hankealueen pinta-ala on noin 575 km².

Hankkeeseen kuuluu maksimissaan 160 tuulivoimalan asentaminen hankealueelle. Voimaloiden perustustyypeistä ei ole vielä päätetty, vaan vaihtoehtoja on vielä useita. Vaihtoehtona on käyttää joko yksin tai yhdistelmänä halkaisijaltaan enintään 18-metrisiä jpaaluperustuksia, 3- tai 4-jalkaisia ristikkorakenteisia perustuksia, joissa käytetään enintään 8 metrin pienpaaluja, tai vaihtoehtoisia perustuksia, kuten painovoimaperustuksia.

1.2. Arviointimenetelmät

Suunnitellun toiminnan (vedenalaista melua aiheuttavan) mahdollisia vaikutuksia ja seurauksia kaloihin ja merinisäkkäisiin on tunnistettu ja arvioitu järjestelmällisellä menetelmällä, ja vastaavasti on myös kuvattu näitä vaikutuksia lieventäviä suojatoimenpiteitä. Tässä raportissa käytetään termejä *herkkyys*, *vaikutus* ja *seuraus*.

- **Herkkyys:** Vastaanottajan tai lajin herkkyys kyseiselle vaikutukselle. Vastaanottajan herkkyyden arviointi perustuu nykyiseen tieteelliseen tietoon sekä kenttätöystä saatuun tietoon. Vastaanottajan herkkyys voi olla pieni, kohtalainen tai suuri. Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan seuraavien seikkojen perusteella:
 - Vastaanottajan tila, mukaan lukien populaatiotrendit, runsaus ja esiintymät.
 - Vastaanottajan herkkyys kyseiselle ympäristövaikutukselle ja sen kyky sopeutua paineeseen. Tässä tapauksessa vedenalainen melu.
 - Vastaanottajan herkkyys eri vuodenaikoina (vastaanottaja voi esimerkiksi olla herkempi paritumis- tai muuttoaikoina).
- **Vaikutuksen koko ja laajuus:**

Vaikutus (impact): Viittaa projektitoiminnasta johtuvaan fyysisen ympäristön muutokseen. Esimerkiksi: syntyvä melu, päästöt, arvokkaiden luonnonympäristöjen menetys, kuljetuksen lisääntyminen alueella. Vaikutus voi olla paikallinen, alueellinen tai kansallinen ja lisäksi joko lyhytaikainen, tilapäinen tai pysyvä.

Vaikutus (effect): Kuvaa sen merkitystä, joka vaikutuksella arvioidaan olevan ympäristön olemassa oleviin arvoihin. Näin ollen kuvaus vaikutuksen laajuudesta. Vaikutuksia on tarkasteltava suhteessa kyseisen alueen erityisolosuhteisiin eli siihen, mikä tekee ympäristöstä arvokkaan, mihin arvoihin vaikutus kohdistuu ja kuinka herkkiä ne ovat. Jos alueella on vain vähän arvoa, vaikutuksellakin on pienempi merkitys. Jos alue on kuitenkin arvokas tai herkkä, vaikutukset ovat merkittävämpiä.

- **Seuraus:** Arvio siitä, kuinka tärkeitä ympäristövaikutukset ovat ilmaston, ihmisten terveyden, biologisen monimuotoisuuden tai muiden asiaan liittyvien tekijöiden kannalta. Seurausten arvioinnissa otetaan huomioon vaikutuksen laajuus, merkitys ympäristöarvoille ja se, kuinka suuri vaikutuksen odotetaan olevan. Arvioinnin vertailukohta on "ei toimia" -vaihtoehto, ns. nollavaihtoehto. Nollavaihtoehto kuvaa alueen odotettua tulevaa kehitystä, jos hanketta ei toteuteta.

Vaikutuksista tehdään aluksi seulonta, jossa kuvataan millaisia vaikutuksia suunnitellulla toiminnalla voi olla. Vaikutusten ja seurausten kokonaisarviointia varten tehdään arvio lajin (vastaanottajan) herkkyydestä. Tämän jälkeen arvioidaan toiminnan oletettu vaikutus lajiin. Toiminnan jälkeisten mahdollisten seurausten arviointi tehdään painottamalla vastaanottajan herkkyyttä vaikutuksen laajuuteen nähden. Tämän perusteella arvioidaan, mitä ympäristöseurauksia hankkeella voi olla (Taulukko 1.1).

Taulukko 1.1: Arviointimatriisi, jota käytetään tietyn vaikutuksen mahdollisten seurausten arvioimiseen.

Seurauksen merkitys		Vaikutuksen suuruus ja laajuus						
		Suuri negatiivinen	Kohtalainen negatiivinen	Pieni negatiivinen	Merkityksetön	Pieni positiivinen	Kohtalainen positiivinen	Suuri positiivinen
Vastaanottajien herkkyyks	Pieni	Kohtalainen	Pieni	Vähäinen	Olema-ton	Vähäinen	Pieni	Kohtalainen
	Kohtalainen	Suuri	Kohtalainen	Pieni	Olema-ton	Pieni	Kohtalainen	Suuri
	Suuri	Erittäin suuri	Suuri	Kohtalainen	Olema-ton	Kohtalainen	Suuri	Erittäin suuri

Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan suhteessa olennaisiin vaikutuksiin suunnitellun hankkeen eri vaiheissa. Vaikutusten suuruuden ja laajuuden arvioimiseksi arvioinnit perustuvat *pahimpiin skenaarioihin*, joissa vaikutusten odotetaan olevan suurimmat.

2. Kalat – lähtötilanteen kuvaus

Tässä luvussa on taustatietoja hankealueella elävästä tai aluetta hyödyntävästä kalayhteisöstä. Alueen ja sen kalayhteisön yleisen esittelyn ja arvioinnin lisäksi luvussa käydään läpi hankealueella tehtyjen kalatutkimusten tulokset. Lopuksi kuvataan hankealuetta hyödyntävät kalalajit ja arvioidaan hankealueen merkitys lajien elinympäristönä.

2.1. Kalaekologia hankealueella

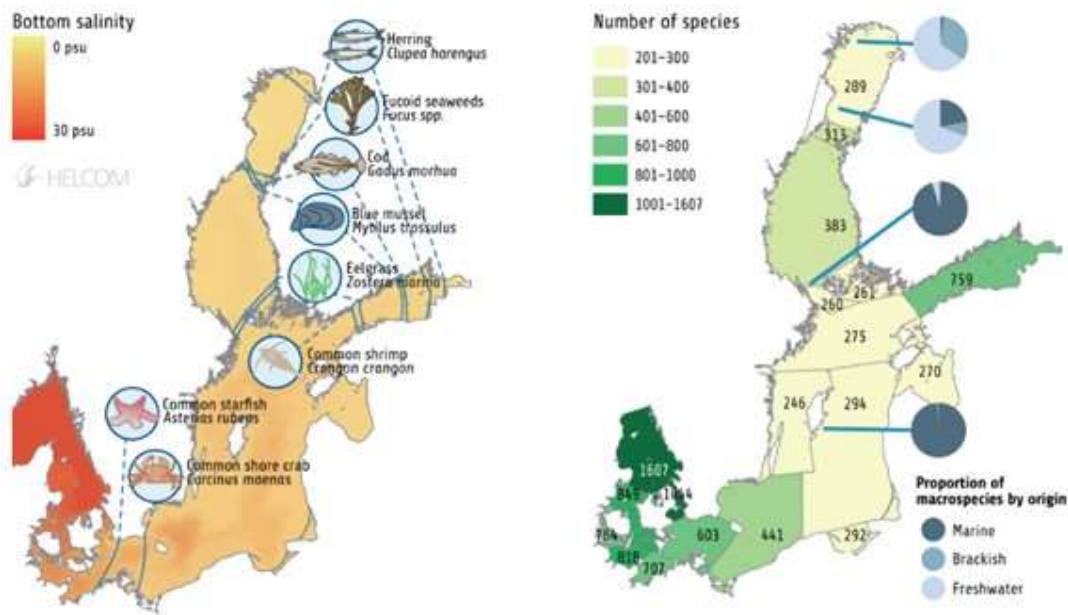
Maailman kalalajeista 95 prosenttia on sopeutunut elämään joko hyvin vähäsuolaisissa vesissä (makean veden lajit) tai vesissä, joissa on täysi meriveden suolapitoisuus (merilajit). Loput viisi prosenttia ovat niin sanottuja euryhaliinisia kaloja, jotka selviytyvät monenlaisissa suolapitoisuuksissa (McCormick, et al., 2013).

Koska Itämereen virtaa runsaasti makeaa vettä ja Itämeren ja Pohjanmeren välinen meriveden vaihto on vähäistä, Itämeri on murtovettä, jonka suolapitoisuus laskee Pohjanmeren rajalla olevasta 30 PSU:sta lähes 0 PSU:n suolapitoisuuteen Perämeren pohjoisosan saaristossa (Emeis, et al., 2003).

Itämeren murtovesi aiheuttaa fysiologista stressiä sekä meri- että makean veden eliöille. Meren yleinen lajikoostumus muuttuu läntisen Itämeren tavanomaista meriympäristöä muistuttavasta lajistosta Perämeren saaristossa järvijärjestelmää muistuttavaksi (HELCOM, 2018), (Naturvårdsverket, 2012), Kuva 2.1.

Itämerellä tavataan joitakin esimerkkejä geneettisestä sopeutumisesta ja monipuolistumisesta. Esimerkiksi silakan ja turskan kaltaisten merilajien populaatiot ovat kasvattaneet suolapitoisuuden sietokykyään ja sopeutuneet elämään murtovedessä (Johannesson & André, 2006). Tämän lisäksi meressä elää useita euryhaliinisia lajeja, kuten merilohi, taimen ja ankerias, jotka voivat käyttää elinkaarensa aikana sekä merivettä että makeaa vettä.

Itämeri on siis kaloille monimutkainen ekologinen lokero ja suhteellisen vähälajinen ympäristö, jossa kalayhteisöjen koostumus vaihtelee maantieteellisesti (HELCOM, 2018) (Naturvårdsverket, 2012).



Kuva 2.1: Vasen paneeli: Itämeren pohjan suolapitoisuus ja eräiden lajien levinneisyysrajat. Oikea paneeli: Itämeren lajien kokonaismäärä ja lajien osuus alkuperän (meri-, murto- tai makea vesi) mukaan. Kuvan lähde: (HELCOM, 2018). Pohjanlahti on makean veden lajien hallitsema, mutta suhteellisen vähälajinen.

Hallan hankealue sijaitsee Perämerellä, Itämeren vähiten suolaisessa päädyssä. Se sijaitsee vesiympäristössä, joka muistuttaa enemmän suuren järven kuin meren ekosysteemiä. Avomerielinympäristö ei sovellu useimmille muutoin Pohjoismaissa esiintyville merikalalajeille, vaikka hankealueella muutamia lajeja elääkin. Useimmat Perämerellä tyypillisesti esiintyvät makeanveden lajit suosivat läheisempiä rannikkoympäristöjä. Siksi Halla-hankkeen alue on vähälajinen ja alueella elää omintakeinen yhdistelmä eri kalalajeja.

Perämeren alueella esiintyvää kalayhteisöä hallitsevat lajit, jotka liitetään yleensä makean veden järjestelmiin (Appelberg, et al., 2003) (HELCOM, 2018). Keskeiset makean veden lajit, kuten hauki, ahven ja kuha, ovat tärkeitä petokaloja Perämeren rannikkoalueilla, mutta ne eivät ole yleisiä lahden syvillä avomerialueilla (Saulamo & Neuman, 2002) (Naturvårdsverket, 2012). Nämä (ja useat muutkin) makean veden lajit suosivat suhteellisen lämmintä vettä, jossa on pohjakasvillisuutta joko koko elinkaarensa ajan tai osan ajasta. Siksi ne pyrkivät etsimään tällaisia olosuhteita pääasiassa oleskelemalla rannikolla tai matalilla alueilla (Gilet & Dubois, 1995) (Veneranta, et al., 2013). Hallan hankealueen sijainti avomerellä tekee siitä näin ollen useille makean veden lajeille vähemmän halutun elinympäristön. Hankealueesta 2–5 km itään on kuitenkin matalia (<10 m) rantoja ja hankealueella useita 12–20 m syviä alueita, jotka voivat houkutella esimerkiksi ahventa kesäisin. Hankealueen merkitys makean veden lajien elinympäristönä on näin ollen pieni tai kohtalainen, vaikka sinne voi etenkin kesäisin eksyä yksittäisiä tai useampia makean veden kaloja.

Perämeren merkittävin merikala on alueen silakkakanta, ja tämä pätee myös Halla-hankkeen alueella (Jorgensen, et al., 2005) (Saulamo & Neuman, 2002). Perämeren suolapitoisuus on niin alhainen, että muutoin Itämereen sopeutuneet turskakannat eivät elä alueella. Alueella saattaa elää myös useita muita merilajeja, kuten kivinilka ja tuulenkala, joskin vähäisessä määrin verrattuna etelämpänä sijaitseviin suolaisempiin ja ihanteellisempiin elinympäristöihin.

Perämeren euryhaliinisia lajeja ovat siika, lohi, taimen ja ankerias, jotka kaikki hyödyntävät elinkaarensa aikana sekä meri- että makean veden ympäristöjä (Gross, et al., 1988). Nämä lajit ovat vaeltavia, joten niiden odotetaan hyödyntävän hankealuetta joko ravinnon hankintaan tai liikkueessaan sen läpi. Lisäksi kolmipiikki ja jotkin simpplajit ovat euryhaliinisia, vaikka ne elävätkin koko elämänsä meri- tai murtovesissä. Kaikkia näitä lajeja voi esiintyä avomerialueilla ja siten myös hankealueella.

Perämeren kalojen vähäisen monimuotoisuuden vuoksi lahden kaupallisesti hyödynnettävien lajien luettelo on lyhyt. Tämä koskee erityisesti avomerialueita, joilla Perämeren kaupallinen kalastus keskittyy pääasiassa silakkaan ja vähäisemmässä määrin siikaan, muikkuun ja merilohen pyyntiin (Söderkultalahti & Raihikainen, 2021) (Mattila, et al., 2022). Näin on ollut myös historiallisemmassa mielessä (Stephenson, et al., 2001). Perämeren kaupallinen avomerikalastus ei ole viime vuosikymmeninä vähentynyt samalla tavalla kuin muualla Itämerellä (Hamrén, 2021).

Yhteenvedon voidaan todeta, että Hallan merituulivoimapuiston hankealueen ympäristöominaisuuksien vuoksi kalojen luonnollinen monimuotoisuus on siellä vähäistä verrattuna Pohjoismaiden täysin suolaisiin merielinympäristöihin Itämeren ulkopuolella. Elinympäristöä asuttavat pääasiassa erilaisia suolapitoisuuksia sietävät euryhaliiniset kalalajit, ja muuten olosuhteet ovat siedettävät tai hyvät rajalliselle määrälle meri- ja makean veden lajeja. Hankealueen kalayhteisö ja kalojen määrä on verrattavissa vastaaviin Perämeren avomerialueisiin, mutta huomattavasti pienempi kuin rannikkoalueilla.

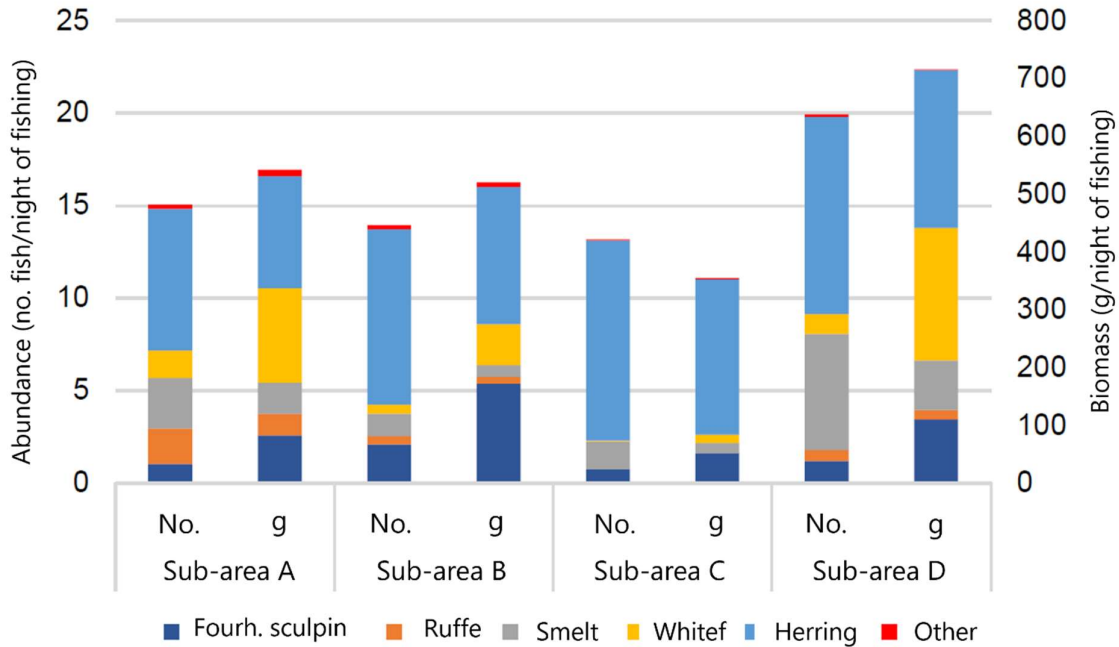
2.1.1. Kalastotutkimukset hankealueella

Hallan hankealueella ja sen ympäristössä tehtiin 13.–23. kesäkuuta 2022 verkkokalastamalla 60 koekalastuspaikalla neljällä eri alialueella (15 koekalastuspaikkaa kullakin alialueella) tutkimus, jonka tarkoituksena oli selvittää alueella elävien lajien koostumusta. Verkkokalastus on tutkimuksessa yleisesti käytetty menetelmä, jolla saadaan tietoa Itämeren ekosysteemin koostumuksesta (Bergström, et al., 2016) (HELCOM, 2018). Lisäksi 27.–29. kesäkuuta tehtiin kaikuluotaustutkimuksia, joilla etsittiin silakan kutuparvia neljällä alialueella. Lisäksi kaikuluotaimilla ja vedenalaisilla kameroilla tehtiin tutkimuksia Hallan hankealueella viidellä alialueella, joilla syvyydet olivat alle 20 metriä. Näillä yhdistetyillä kaiku- ja kameratutkimuksilla kartoitettiin pohjan elinympäristöjä ja arvioitiin niiden laatua kalojen elinympäristöinä. Vuoden 2022 tutkimusten yksityiskohdat löytyvät lähteestä Hoppo et al. (2022).

Verkkotutkimuksessa hankealueelta löydettiin 11 kalalajia: Ahven, härkäsimppu, kiiski, kivinilka, kolmipiikki, kuore, merilohi, muikku, siika, silakka ja tuulenkala. Silakan, siian, kuoreen, kiisken ja härkäsimpun osuus oli 92 % pyydetyistä yksilöistä ja 94 % tutkimusten aikana pyydetystä biomassasta (Kuva 2.2, Kuva 2.3). Silakka oli hallitseva laji kaikilla osa-alueilla ja sen osuus oli yhteensä 44 % tutkimuksessa pyydetystä biomassasta ja 61 % pyydetyistä yksittäisistä kaloista.

Tutkimuksessa ei löytynyt ankeriaita tai kuhia, vaikka nämä kalat todennäköisesti hyödyntävät aluetta jossain määrin.

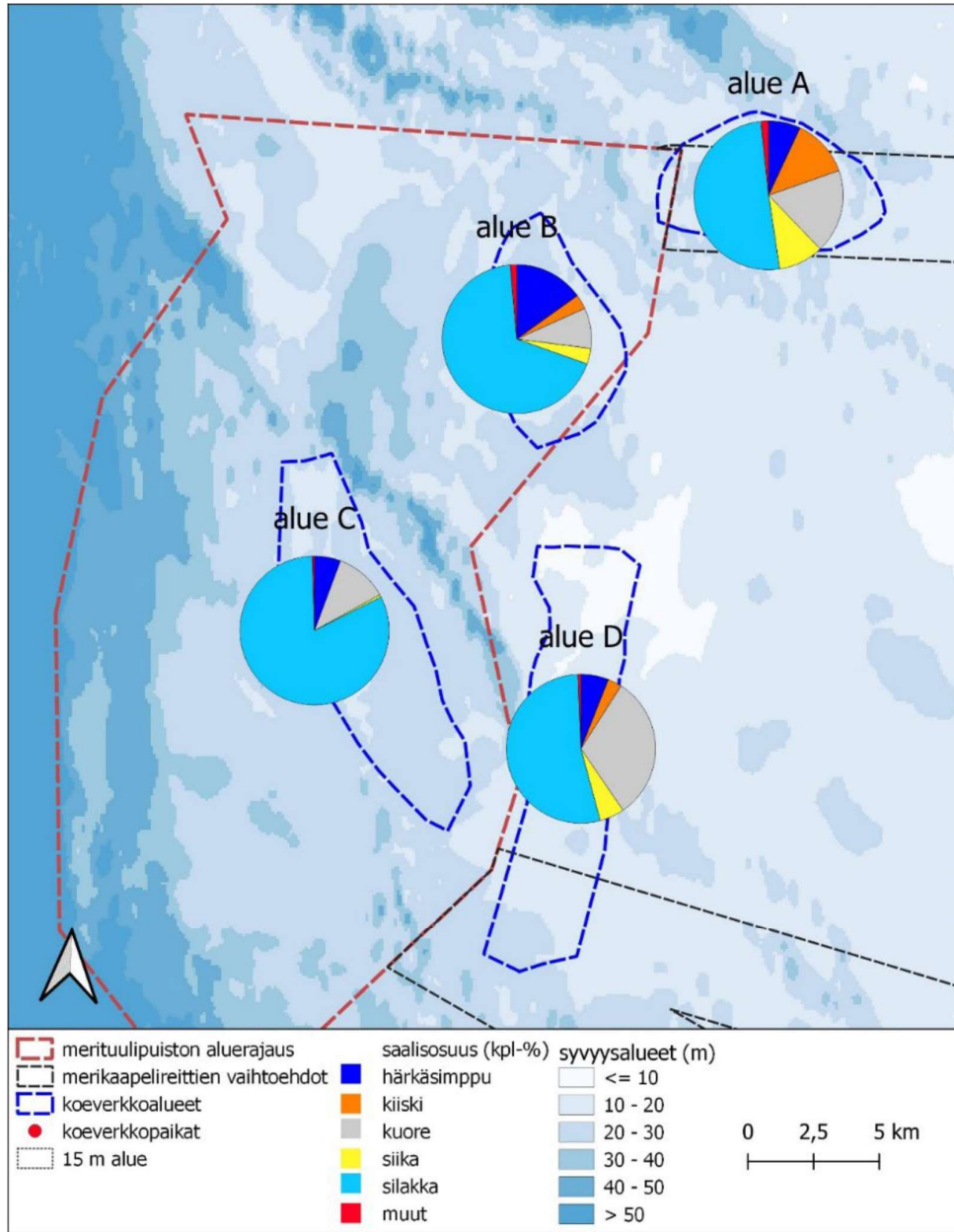
Tutkimuksen aikana saadut saaliit olivat suhteellisen pieniä sekä yksittäisten kalojen (yksikkösaalis) että lajien lukumäärän osalta verrattuna vastaaviin tutkimuksiin, joita on tehty Perämeren rannikkoalueilla (Ådjers, et al., 2001) (Ådjers, et al., 2006) (Appelberg, et al., 2003).



Kuva 2.2: Saaliit kesäkuun 2022 tutkimuksen 60 tutkimuspaikassa. Kuva käännetty, lähteenä Happonen et al. (2022). Katso lisätietoja Happonen et al. (2022).

Kaikuluotaustutkimuksessa, jolla etsittiin silakan kutukantoja 27.–29. kesäkuuta 2022, ei havaittu kutukantoja. Kesäkuun 29. päivänä havaittiin useita pieniä silakkaparvia lähellä pohjaa. Verkkotutkimuksissa pyydetyt silakat leikattiin, jotta voitiin selvittää niiden kutuvalmiutta. Yksikään leikatuista yksilöistä ei ollut vaikuttanut olevan valmiina kutemaan (Happonen, et al., 2022). Alueella elokuussa tehdyssä lyhyessä kenttätutkimuksessa ei myöskään havaittu kutuparvia tai tehty muita havaintoja, jotka viittaisivat silakan kutemiseen hankealueella. Kaupallisilta kalastajilta saadut tiedot viittaavat kuitenkin siihen, että silakka saattaa kutea Hallan hankealueen matalissa osissa (Mattila, et al., 2022).

Pohjaan ja sen rakenteeseen kaikuluotaimella ja kameralla tehdyissä tutkimuksissa ei havaittu bentaalista kasvillisuutta hankealueella. Pohjatyyppit olivat pääasiassa kiviä, soraa ja hiekkaa (Happonen, et al., 2022).



Kuva 2.3: Saaliiden sijainti ja jakautuminen neljällä osa-alueella. Kuva käännetty. lähteenä (Happo, et al., 2022). Katso (Happo, et al., 2022) jos haluat lisätietoja.

2.2. Tärkeimmät kalakannat hankealueella

Seuraavassa luvussa kuvataan tärkeimmät Hallan hankealueella elävät kalalajit, niiden suojelutilanne ja hankealueen merkitys niille. Mukana ovat ne 11 lajia, joita saatiin saaliiksi vuoden 2022 tutkimuksissa.

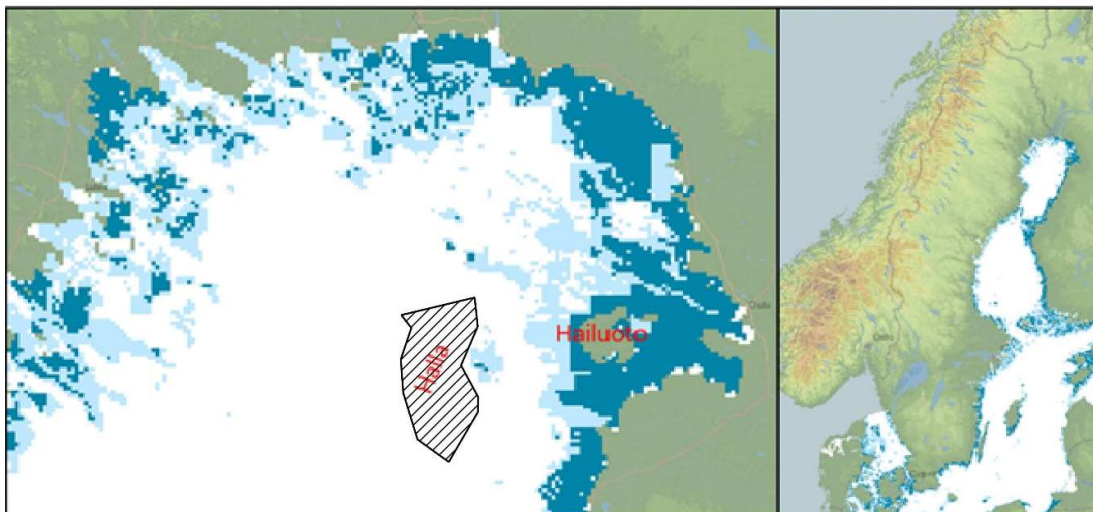
2.2.1. Silli

Silakat ovat murtoveteen sopeutuneita sillejä, ja niillä on useita toisistaan erillään lisääntyviä populaatioita, jotka kutevat Itämeren eri osissa (Jorgensen, et al., 2005) (Lamichhaney, et al., 2012). Perämeren silakkakanta on vähemmän vaeltava kuin sen naapurikannat, ja Perämeren silakkayksilöt viettävät yleensä koko elinkaarensa lahdella (Saulamo & Neuman, 2002). Silakat syövät pääasiassa erilaisia eläinplanktonlajeja, mutta voivat käyttää myös muuta ravintoa, esimerkiksi mätimunia.

(Arrhenius & Hansson, 1993) (Köster, 2000). Silakat kutevat matalissa vesissä erilaisissa pohjissa, mutta välttävät pehmeää sedimenttipohjaa. (Aneer, 1989). Se on pelaginen laji, jota tavataan usein avomerialueilla, kuten Hallan hankealueella, jossa sitä esiintyi runsaasti myös vuoden 2022 tutkimuksen aikana. (Happo, et al., 2022). Silakalla on taipumus muodostaa parvia ja hakeutua syvempiin vesiin päiväsaikaan todennäköisesti suojautuakseen saalistukselta, sillä silakka on useiden kala-, lintu- ja nisäkäslajien suosima ravintokohde. (Nilsson, et al., 2003). Silakka on keskeinen laji Perämeren ekosysteemissä.

Perämeren silakkapopulaatiota pidetään terveenä, ja sen arvioidaan olevan tällä hetkellä Itämeren suurin populaatio. Tämä johtuu siitä, että muut Itämeren silakkapopulaatiot ovat viime aikoina taantuneet, pääasiassa liikakalastuksen vuoksi (Hamrén, 2021). Populaatiota kuitenkin hallitaan niukoilla tiedoilla sen koosta ja rekrytoinnista. Itämeren silakan kalastuskiintiö Perämerellä lähes kaksinkertaistui vuoden 2020 tasosta vuosina 2021 ja 2022 ICESin uuden kannanarvointimenetelmän seurauksena (Hamrén, 2021) (Söderkultalahti & Raihikainen, 2021). Tämän seurauksia populaation tilalle ei vielä tiedetä. Silakan runsaus alueella vuoden 2022 tutkimuksessa viittaa siihen, että silakka käyttää aluetta ravinnonhankinta-alueena ja vaelluskäytävänä, kuten muitakin Perämeren merialueita.

Hallan hankealueen vesien syvyys vaihtelee ja on syvimmillään noin 60 metriä. Vaikka alue sijaitsee avomerellä, 17 prosenttia siitä on syvyydeltään 12–20 metriä ja siten riittävän matala, jotta se voi toimia silakan potentiaalisena kutualueena kesällä ja syksyllä, kun lämpötila on korkea (Happo, et al., 2022). Kuten edellä mainittiin, paikallisten kalastajien mukaan alue saattaa tosiaan toimia silakan kutualueena kesällä ja syksyllä (Mattila, et al., 2022). Tämä pätee myös matalaan alueeseen, jonka syvyys on < 10 m ja joka sijaitsee 3–5 km hankealueesta itään. Hankealueella tapahtuvan kutemisen laajuutta ei kuitenkaan ole tarkkaan määritetty. Kesäkuun 2022 tutkimuksessa pyydetty silakat eivät olleet valmiita kutemaan, eikä Hallan alueella havaittu kutuparvia kesällä (Happo, et al., 2022). HELCOMin tekemä silakan kutualueiden kartoitus osoittaa, että hankealueen itäpuolella oleva matala alue on silakan potentiaalinen kutualue (HELCOM, 2023), mutta itse hankealue ei ole sitä (Kuva 2.4). Suurin osa Perämeren rantaviivasta ja matalista alueista on silakan kutualueita, mikä osaltaan tekee lajista vastustuskykyisen kalastuspaineelle ja muille stressitekijöille (Fishsource, 2023).



Kuva 2.4. Silakan kutualueiden kartoitus pohjoisella Perämerellä (vasen paneeli) ja Itämerellä (oikea paneeli). Tummansiniset alueet ovat tärkeitä kutualueita, vaaleansiniset kohtalaisen tärkeitä kutualueita ja valkoiset alueet eivät tietojen mukaan sovellu silakan kutualueiksi. Hallan hankealue sijaitsee Hailuodon saaren länsipuolella sijaitsevien vaaleiden ja syväsinisten pisteiden länsipuolella. Tiedot HELCOMilta (2023).

Yhteenvedon voidaan todeta, että koko hankealue voi toimia silakan ravinnonhankinta-alueena, kuten muutkin avomerialueet. Hallan hankealueen matalat osat voivat edustaa silakan kutualueita, vaikka niiden merkitys on kokonaisuutena arvioiden vähäinen, kun taas 3–5 km hankealueesta itään sijaitsevat matalat alueet voivat edustaa kohtalaisen tärkeitä kutualueita. Näin ollen Hallan hankealueen merkitys silakan kannalta arvioidaan kohtalaiseksi.

2.2.2. Härkäsimppu

Härkäsimppu on euryhaliininen kala, joka sietää monenlaisia suolapitoisuuksia, ja sitä tavataan sekä meriympäristöissä että makean veden järjestelmissä (Fishbase.se, 2023). Ruotsissa ja Suomessa on härkäsimppujen sisävesipopulaatioita. Härkäsimppu välttää yli 10° C:n lämpötiloja ja sietää hyvin alhaisia lämpötiloja veressään olevien jäätymisenestoproteiinien ansiosta (Yamazaki, et al., 2018) (NatureGate, 2023). Se on pohjaeläimiin kuuluva laji, joka käyttää ravinnokseen pieniä kaloja ja selkärangattomia (HELCOM, 2013). Kutu tapahtuu talvella, tyypillisesti matalissa vesissä, ja aikuiset yksilöt siirtyvät takaisin syvempiin vesiin veden lämpötilan noustessa keväällä ja kesällä (NatureGate, 2023).

Härkäsimput kiinnostavat kaupallisesti ja virkistyskäytössä vain vähän, ja lajin populaatiokokoja ja -dynamiikkaa Perämerellä tunnetaan niukasti. HELCOM on luokitellut härkäsimpun Itämerellä elinvoimaiseksi (Least Concern, LC), eikä lajiin kohdistuvia uhkia ole havaittu Perämeren alueella (HELCOM, 2013).

Hallan hankealueen matalat osat ja hankealueesta 3–5 km itään sijaitsevat matalat alueet ovat härkäsimpun mahdollista kutualuetta, ja suurin osa hankealueesta on lajin potentiaalista ravinnonhankinta-alueita (Happo, et al., 2022). Hankealue ei todennäköisesti ole lajin kannalta erityisen tärkeä alue verrattuna koko alueeseen. Näin ollen hankealueen merkitys härkäsimpun kannalta arvioidaan kohtalaiseksi.

2.2.3. Kuore

Kuore suosii kylmää ja hyvin hapekasta vettä, ja se on laajalle levinnyt Perämerellä. Laji on yleinen rannikkovesissä, mutta tärkeimmät kuorekannat esiintyvät alueilla, joilla vesi on ympärivuotisesti matalalämpöistä ja suhteellisen happipitoista, tyypillisesti suurten jokisuistojen ja laguunien läheisyydessä (Shpilev, et al., 2005). Kuore kutee joissa, lahdissa ja salmissa, joissa veden lämpötilat ovat korkeampia. Suomen Perämerellä alueella kutuolosuhteet ovat kuoreille erityisen suotuisat lähellä rantaa (CHM, 2019). Kuoreen ruokavalio on sekoitus selkärangattomia ja kaloja (Taal, et al., 2014).

Kuoretta kalastetaan kaupallisesti, ja Suomessa puretut kuoresaaliit ovat kaksinkertaistuneet tai nelinkertaistuneet ennätystasolle yli 2 000 tonniin vuosina 2019–2021 verrattuna vuoteen 2018 edeltävään tasoon (LUKE, 2023). Perämeren kuorekannan tilasta on vain vähän tietoa.

Neljällä alialueella pyydettiin vuoden 2022 tutkimuksessa (Happo, et al., 2022) yhteensä 241 kuoretta. Kummankin alialueen saaliissa oli runsaasti kuoreita, ja kuoreet käyttivät todennäköisesti Hallan hankealuetta ravinnonhankintaan ja vaelluskäytävänä kesäisin. Alue on liian kaukana avomerellä, jotta se voisi toimia kuoreen kutualueena, eivätkä Luonnonvarakeskus ja VELMU-ohjelma on kartoittaneet sitä kuoreen kutualueeksi (CHM, 2019). Näin ollen Hallan hankealueen merkitys kuoreen kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

2.2.4. Muikku

Muikku on pieni lohikala, joka tyypillisesti elää Länsi- ja Pohjois-Euroopan syvissä ja vähäravinteisissa järvissä, mutta sitä tavataan myös Perämeren vähäsuolaisemmilla alueilla (López, et al., 2022). Se elää vain vesissä, joiden suolapitoisuus on alle 2–3 PSU:ta. Muikku kutee lokakuusta joulukuuhun

jokisuistoissa ja matalilla rannikkoalueilla, ja se on tunnettu voimakkaista ja arvaamattomista kannanvaihteluistaan, jotka johtuvat rekrytoinnin suurista vaihteluista. (Lehtonen & Himberg, 1992). Muikku syö eläinplanktonia tai suurempia saaliseläimiä, kuten hyönteisiä ja kalanpoikasia. Muikkujen vaelluksia tavataan Perämerellä vain niukasti, mutta alueella saattaa esiintyä syntymäpaikalle palaamista, jossa täysikasvuiset yksilöt palaavat kutemaan lähtöalueelleen. (Enderlein, 1986).

Kaupallinen muikun kalastus on taloudellisesti tärkeää sekä Ruotsissa että Suomessa. Muikun kalastusta hallitaan käytännössä kahtena eri kantana (ruotsalainen ja suomalainen), vaikka kannan koostumus on monimutkainen ja koostuu todennäköisesti useista osapopulaatioista (Bergenius, et al., 2011) (Lehtonen, 1982) (López, et al., 2022). Kalakannan koon seuranta Suomen vesillä on aloitettu vasta vähän aikaa sitten, mutta muikun purettu saaliit ovat vähitellen kasvaneet Suomessa vuosien 1980–2000 matalimmasta tasosta (noin 100 tonnia tai alle) 373 tonniin vuonna 2021 (LUKE, 2023). Kalastus tapahtuu syys- ja lokakuussa ennen kutuaikaa.

Hallan hankealueen alialueilla A, B ja D pyydettiin vuoden 2022 tutkimuksessa yhteensä 7 muikkua. (Happo, et al., 2022). Muikku saattaa käyttää hankealuetta ravinnonhankintaan ja vaelluskäytävänä. Muikku saattaa käyttää Hallan hankealueen matalia osia jossain määrin kutualueina, joskin todennäköisesti vain vähäisessä määrin verrattuna lajin tärkeimpiin kutualueisiin lähempänä rannikkoa ja joissa (Mattila, et al., 2022). Näin ollen Hallan hankealueen merkitys muikun kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

2.2.5. Siika

Itämeren murtovedessä ja sen makean veden sivujoissa elävä siika on ekologisesti ja taloudellisesti tärkeä kala, josta on sekä meressä kutevia että makeassa vedessä eläviä muotoja (Sörmus & Turovski, 2003) (Lehtonen, 1982). Kutu tapahtuu syksyllä (Veneranta, et al., 2013). Makeanveden kalamuodon kutualueet sijaitsevat joissa, joiden virtaamat vaihtelevat (Larsson, et al., 2013). Meressä kutevan kalamuodon kutualueet puolestaan sijaitsevat useimmiten matalissa lahdissa, joissa on hiekka-, kivi- ja/tai sorapohja (Sörmus & Turovski, 2003). Siika syö eläinplanktonia ja selkärangattomia.

Euroopan siikakantoihin kohdistuu paineita Itämerellä (Veneranta, et al., 2013), ja Suomen kaupalliset siikasaaliit olivat ennätyksellisen alaiset 329 tonnia vuonna 2021 (LUKE, 2023). Lajin taantuminen liittyy liikakalastukseen, pääasiassa rannikkoalueiden rehevöitymiseen ja rajoitettuun pääsyyn kutualueille (makean veden kutumuodon osalta) (Verliin, et al., 2011).

Siika voi olla hyvin vaeltava ja kulkea suuressa osassa Itämeren ravinnonhankintamatkoillaan (Lehtonen & Himberg, 1992). Hallan hankealue ja vastaavat avomerialueet ovat siten siian mahdollisia ravinnonhankinta-alueita tai vaelluskäytäviä. Vuoden 2022 tutkimusten aikana neljällä alialueella Hallan hankealueella ja sen ympäristössä saatiin saaliiksi yhteensä 79 yksilöä, mikä vahvistaa, että siika vaeltaa alueen läpi tai ruokailee siellä, vaikka määrät ovatkin todennäköisesti suurempia lähempänä rannikkoa (Happo, et al., 2022). Siika kutee makeassa vedessä tai rannikkoalueilla. Siika saattaa käyttää Hallan hankealueen matalia osia jossain määrin kutualueina, joskin todennäköisesti vain vähäisessä määrin verrattuna lajin tärkeimpiin kutualueisiin lähempänä rannikkoa ja joissa (Mattila, et al., 2022). Näin ollen Hallan hankealueen merkitys siian kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

2.2.6. Kiiski

Kiiski on yleinen Perämeren rannikkoalueilla (Appelberg, et al., 2003) (Appelberg, 2012) (Kagevall, 2008). Se on paljon poikasia tuottava ja lyhytikäinen laji, jonka aikuiskoko on 20 cm. (Fishbase.se, 2023). Se sietää jopa 10–12 PSU:n suolapitoisuutta ja suosii pehmeää pohjasedimenttiä tai syvempiä vesiä, joissa on hiekka- tai sorapohja. Kiisket syövät pääasiassa selkärangattomia pohjaeläimiä

syvemmillä rannikkoalueilla, mutta vaeltavat keväällä mataliin ja lämpimämpiin vesiin kutemaan. (Kottelat & Freyhof, 2007) (Ravinet, et al., 2010).

Kiisket eivät ole kaupallisen kalastuksen tai virkistyskalastuksen kohdelajeja, ja niiden kantojen kokoa ja tilaa ei juurikaan tunneta Perämerellä.

Hallan hankealueella ja sen ympäristössä sijaitsevilla alialueilla A, B ja D saatiin vuoden 2022 tutkimuksen aikana yhteensä 84 kiiskeä, kun taas hankealueen keskellä sijaitsevalla alialueella C ei saatu yhtään kiiskeä (Happo, et al., 2022), ks. alialueiden sijainti Kuva 2.3. Kiiski suosii matalia alueita, joten hankealue ei todennäköisesti ole sille erityisen tärkeä ruokailualue, vaikka hankealueen matalat osat (joilla vuoden 2022 tutkimus tehtiin) saattavat houkutella kesäisin joitakin aikuisia yksilöitä. Lisäksi kiisket kutevat alle 3 metrin syvyyssissä vesissä, joten alue ei todennäköisesti ole myöskään lajin kutualueita, vaikka matalat alueet 3–5 kilometriä Hallan hankealueen itäpuolella voisivat mahdollisesti soveltua kiisken kutemiseen. Näin ollen itse Hallan hankealueen merkitys kiisken kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

2.2.7. Ahven

Ahven on yksi Pohjois-Euroopan makean veden järjestelmien ja Perämeren rannikkoalueiden laajimmin levinneistä ja yleisimmin esiintyvistä kaloista (Appelberg, 2012) (Kottelat & Freyhof, 2007). Ahvenia tavataan usein suurina määrinä suhteellisen pieninä, <10 cm:n kokoisina yksilöinä, jotka syövät eläinplanktonia ja selkärangattomia, mutta ahvenet voivat kasvaa suuriksi kalansyöjiksi, joiden yksilökoko voi olla jopa 60 cm (Kottelat & Freyhof, 2007). Ahvenet kutevat loppukevällä matalilla, suojaisilla ja kasvillisuudeltaan runsailla alueilla, ja sopivia kutualueita on laajalti Perämeren rannikoympäristöissä (CHM, 2019). Ahven saattaa siirtyä myös ulappa-alueille. Perämerellä tämä tapahtuu kesällä, kun avointen alueiden lämpötila nousee (Happo, et al., 2022).

Ahvanta käytetään ihmisravinnoksi, ja lajia pyydetään virkistyskalastuksella (pääasiassa vavalla ja siimalla) ja pienimuotoisena kaupallisena kalastuksena, jossa käytetään yleensä passiivisia kalastusmenetelmiä, kuten verkkoja (Mattila, et al., 2022) (Fishinginfinland.fi, 2023). Lajin kannan kokoa ja tilaa ei seurata tarkasti, mutta lajin laajojen kutu- ja kasvuympäristöjen vuoksi se kestää hyvin ulkoisia painetekijöitä. Itämeren ahvenpopulaatioiden koko on yleisesti ottaen vakaa tai kasvava (Olsson, 2019).

Alialueelta A (aivan Hallan hankealueen ulkopuolella) saatiin vuoden 2022 kalastustutkimuksen aikana yksi ahven (Happo, et al., 2022). Ahvenen määrä alueella kasvaa kuitenkin merkittävästi elokuussa, kun veden lämpötila nousee. Hankealue on liian syvä, kylmä ja kasvillisuudeltaan köyhä, jotta se soveltuisi ahvenen kutualueeksi. Jotkut yksilöt voivat kuitenkin käyttää aluetta kesäisin ravinnonhankintaan, kuten kalatutkimuksen saaliit osoittavat. Näin ollen Hallan hankealueen merkitys ahvenen kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.8. Tuulenkala

Tuulenkaloja esiintyy laajalti Pohjoismaiden meri- ja murtovesialueilla (Fishbase.se, 2023). Tuulenkalat ovat erittäin hedelmällisiä, lyhytikäisiä planktonin syöjiä, jotka kutevat 20–100 metrin syvyydessä hiekkapohjissa kesällä (Eurofish, 2022). Tuulenkala on pohjaeläin, ja sillä on taipumus muodostaa parvia, kun se ei ole hautautunut hiekkaan, mitä se usein tekee päiväsaikaan tai kun saalistajat ahdistavat sitä. Perämereä ei yleensä pidetä tärkeänä elinympäristönä tuulenkalle (Fishbase.se, 2023). Tuulenkalojen on kuitenkin havaittu kutevan Suurhiekan merituulivoimapuiston alueella Hallan hankealueen koillispuolella (Vatanen, et al., 2009).

Tuulenkala on tärkeä saalislaji linnuille, nisäkkäille, kaloille sekä ihmisille, jotka käyttävät niitä teollisuustuotteissa kuten kalajauhossa ja -öljyissä (Eurofish, 2022). Muilla alueilla, kuten Pohjanmerellä, kalastuspaine on suuri, mutta Perämeren koillisosassa ei harjoiteta erityisesti tuulenkalaan kohdistuvaa kaupallista kalastusta (Mattila, et al., 2022). Alueen tuulenkalakantojen tila ei ole tiedossa, ja tuulenkala-ölyt ovat satunnaisia.

Vuoden 2022 kalastustutkimuksessa alialueelta C saatiin yksi tuulenkala (Happo, et al., 2022). Kalastajat eivät yleensä pyydä tuulenkaloja alueella, ja on epävarmaa, missä määrin tuulenkalat hyödyntävät Hallan hankealuetta (Mattila, et al., 2022). Koska tuulenkaloilla on tapana muodostaa suuria parvia, kun niitä esiintyy alueella, yksittäisen yksilön löytyminen viittaa siihen, että kyseessä on voinut olla harhaileva yksilö. Hallan alueella on hiekkapohjia ja syvyyksiä (Happo, et al., 2022), joissa tuulenkala voisi kutea, kuten läheisellä Suurhiekkan hankealueella (Vatanen, et al., 2009) on tapahtunutkin. Hallan hankealueen merkitys arvioidaan siis pieneksi, vaikkakin arvion perusteiden epävarmuusaste on suuri.

2.2.9. Kolmipiikki

Kolmipiikki on suhteellisen pieni laji (5–10 cm aikuisena), joka kutee matalilla rannikkoalueilla, mutta vaelttaa avomerelle kasvaessaan yli 35 mm:n pituiseksi, ja viettää siellä suurimman osan elinkaarestaan (Bergström, et al., 2015). Kolmipiikki syö eläinplanktonia ja pieniä kaloja.

Itämerellä kolmipiikin määrä on kasvanut viime vuosikymmeninä voimakkaasti (nelinkertaiseksi Perämerellä ja jopa 50-kertaiseksi etelämpänä Itämerellä). Tämä johtuu siitä, että meren lämpötila on lisännyt lajin hedelmällisyyttä, kun taas suurten petokalojen määrä on vähentynyt kalastuksen sekä hylkeiden ja merimetsojen saalistuksen vuoksi (Bergström, et al., 2015) (Lefébure, et al., 2014). Tilanne on edennyt niin pitkälle, että joillakin alueilla kolmipiikki estää suurten petokalojen, kuten hauen, ahvenen ja turskan, määrien kasvua syömällä näiden kalojen nuoria poikasia (Eklöf, et al., 2020). Kolmipiikki on halpa laji, joka ei kiinnosta kaupallisia kalastajia ja jota puretaan pääasiassa troolareiden sivusaaliina (LUKE, 2023). Kolmipiikin suojelutilanne on siten paradoksaalinen, sillä lajin määrät ovat lisääntyneet enemmän kuin olisi ekologisesti optimaalista, ja sen vuoksi on käynnistetty kolmipiikkikannan pienentämiseen tähtääviä aloitteita (BalticSea2020, 2021).

Vuoden 2022 kalatutkimuksessa alialueelta D saatiin saaliiksi kaksi kolmipiikkiä Hallan hankealueella ja sen ympäristössä (Happo, et al., 2022). Tutkimusraportin laatijoiden mukaan määrä on pyydystysmenetelmän vuoksi pienempi kuin kolmipiikkien todellinen määrä alueella. Hankealueella kolmipiikkien määrä on pienin keväällä, jolloin kalat vaeltavat rannikkoalueille kutemaan. Hankealue on liian kaukana merellä, liian syvä ja vähäkasvinen, jotta se soveltuisi kolmipiikin kutualueeksi. Se kuitenkin soveltuu aikuisten kolmipiikkien ravinnonhankinta-alueeksi ja vaelluskäytäväksi, kuten muutkin Perämeren ja Itämeren avomerialueet. Näin ollen Hallan hankealueen merkitys kolmipiikin kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

2.2.10. Kivinilikka

Kivinilikka on pohjaeläinlaji, joka elää kalliorannoilla ja vuorovesialtaissa tai matalissa elinympäristöissä, jotka ovat yleensä alle 15 metriä syviä (NatureGate, 2023). Se on laajalle levinnyt Pohjois-Euroopan merivesissä, mutta sitä esiintyy vähemmän Perämeren pohjoisosan matalissa suolapitoisuuksissa (Fishbase.se, 2023). Se syö selkärangattomia, mätimunua ja kalanpoikasia, ja se kutee heinä-elokuussa matalilla alueilla.

Kivinilikkoja ei kalasteta kaupallisesti, paitsi sivusaaliina, eikä lajia seurata kalastuksenhoidollisissa tarkoituksissa (ICES, 2018). Lajin suojelutilanne Perämerellä on tuntematon, mutta lajin esiintyminen on vähäistä, koska alue on lajin suolapitoisuuden sietokyvyn rajoilla.

Vuoden 2022 kalastustutkimuksessa saatiin alialueilta A, B ja D yhteensä 9 kivinilkkaa (Happo, et al., 2022). Kivinilkat ovat pohjakaloja, eivätkä hankealueella asuvat yksilöt todennäköisesti vaella rannikkoalueiden sopivampiin elinympäristöihin kutemaan (Hedman, et al., 2011). Hankealueen matalat osat toimivat näin ollen todennäköisesti sekä kutu- että ravinnonhankinta-alueena pienelle kivinilkkapopulaatiolle. Alue on kuitenkin kivinilkan levinneisyysalueen rajalla, mikä johtuu alhaisesta suolapitoisuudesta ja syvästä avomerisijainnista. Hallan hankealue on siis kivinilkan kannalta yleisesti ottaen merkityksetön. Nämä seikat yhdessä merkitsevät sitä, että Hallan hankealueen merkitys arvioidaan kivinilkan kannalta pieneksi.

2.2.11. Merilohi

Merilohi kutee ja aloittaa elinkaarensa makeassa vedessä, mutta saa suurimman osan ruumiinpainostaan avomerellä tapahtuvien ruokailukampanjoiden aikana (Aas, et al., 2011). Itämeren populaatioiden yksilöt pysyvät Itämerellä ja muodostavat sekakannan meressä, kunnes yksilöt palaavat kutemaan kotijokiinsa (Jutlia, et al., 2003) (Kallio-Nyberg & Ikonen, 1992). Lohet ovat pelagisia ja vaeltavat avomerellä lähellä pintaa, kun taas merenpohjaan tai termokliiniin sukelletaan ravinnonhankinta- tai navigointitarkoituksessa (Reddin, et al., 2011). Lohet syövät kaloja, ja silakka on lajin tärkeimpiä saaliskaloja Itämerellä (Salminen, et al., 2001). Lohen tärkeimmät ravinnonhankinta-alueet sijaitsevat eteläisellä Itämerellä (Jacobson, et al., 2020).

Itämeren merilohikantoihin kohdistuu painetta, koska jokien kutualueille pääsy on heikentynyt tai ekologiset olosuhteet ovat huonontuneet (Kautsky & Kautsky, 2000). Tämän vuoksi lohen virkistyskalastusta Itämeressä on rajoitettu (Alliance, 2022). Lohen kaupalliset puretut saaliit Suomessa olivat 200 000 kiloa vuonna 2021, pääasiassa Perämeren eteläpuolisesta kalastuksesta. Lohen puretut saaliit ovat Suomessa laskusuunnassa, vaikka kalastus on edelleen tärkeää lohen korkean markkinahinnan vuoksi (Söderkultalahti & Rahikainen, 2022).

Hallan hankealueen keskiosasta saatiin yksi lohi vuoden 2022 kalatutkimuksessa (Happo, et al., 2022). Hankealue on mahdollinen ravinnonhankinta-alue ja vaelluskäytävä merilohille niiden kulkiessa Itämeren halki, mutta alue ei ole potentiaalinen kutualue, sillä lohet kutevat jokiin. Lohet näyttävät vaeltavan suotuisemmille ruokailualueille meren eteläisempiin osiin (Jacobson, et al., 2020), ja kaupallisilta kalastajilta saatujen tietojen mukaan jotkut yksilöt saattavat vaelttaa Hallan hankealueen kautta (Mattila, et al., 2022). Hankealue ei näin ollen todennäköisesti ole lohelle erityisen tärkeä ravinnonhankinta-alue, vaikka alueella onkin sen tärkeintä saaliskalaa, silakkaa. Näin ollen Hallan hankealueen merkitys merilohen kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.12. Muut lajit

Hallan hankealueella saattaa esiintyä jonkin verran myös muita lajeja, kuten harjus, särki, lahna, kuha, hauki, kuha ja meritaimen, mutta näitä lajeja ei saatu saaliiksi vuoden 2022 tutkimuksessa. Näitä lajeja ja useita muita esiintyy Perämeren rannikkoalueilla, joista ne voivat toisinaan siirtyä lahdelle tai kulkea sen kautta (Appelberg, 2012) (HELCOM, 2018) (Saulamo & Neuman, 2002). Hankealue ei kuitenkaan todennäköisesti ole näille lajeille välttämätön elinympäristö, joten sen merkitystä näille lajeille ei arvioida tarkemmin.

2.2.13. Alueen arvioitu yleinen merkitys kalojen elinympäristönä

Hallan hankealue on kutualueeksi sopimaton tai arvioitu ei-toivotuksi suurimmalle osalle sitä käyttävistä lajeista. Silakka, muikku, siika, kivinilka, tuulenkala ja härkäsimppu voivat kutea hankealueen matalissa osissa joissain määrin, vaikkakin todennäköisesti rajoitetuissa määrin verrattuna lajin tärkeimpiin kutualueisiin lähempänä rannikkoa tai etelämpänä suolaisemmissa vesissä. Alue on useimmille kalalajeille kutualueeksi sopimaton, koska hankealue on liian kaukana rannikosta, suurin osa siitä on liian syvää ja veden lämpötila on kutualueeksi liian matala verrattuna lämpimämpiin ja

matalampiin rannikkoympäristöihin. Useat lajit, kuten siika, kuore, lohi ja muikku hyödyntävät hankealuetta ravinnon hankintaan ja jossain määrin myös vaelluskäytävänä. Hallan hankealueen merkitys kalojen kutu ympäristönä arvioidaan siksi pieneksi, kun taas hankealueen merkitys kalojen ravinnonhankinta-alueena ja vaelluskäytävänä arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

Matalat alueet, jotka sijaitsevat 3–5 km Hallan hankealueesta itään, voivat olla sopivampi kutualue silakalle ja härkäsimpulle, ja myös kiiski, muikku, kivinilkka ja siika voivat käyttää niitä kutemiseen. Alue on kuitenkin liian kaukana rannikosta ollakseen tärkeä kutualue useimmille alueella eläville lajeille. Alueen merkitys kutualueena arvioidaan kohtalaiseksi. Myös sen merkitys ravinnonhankinta-alueena ja vaelluskäytävänä arvioidaan kohtalaiseksi.

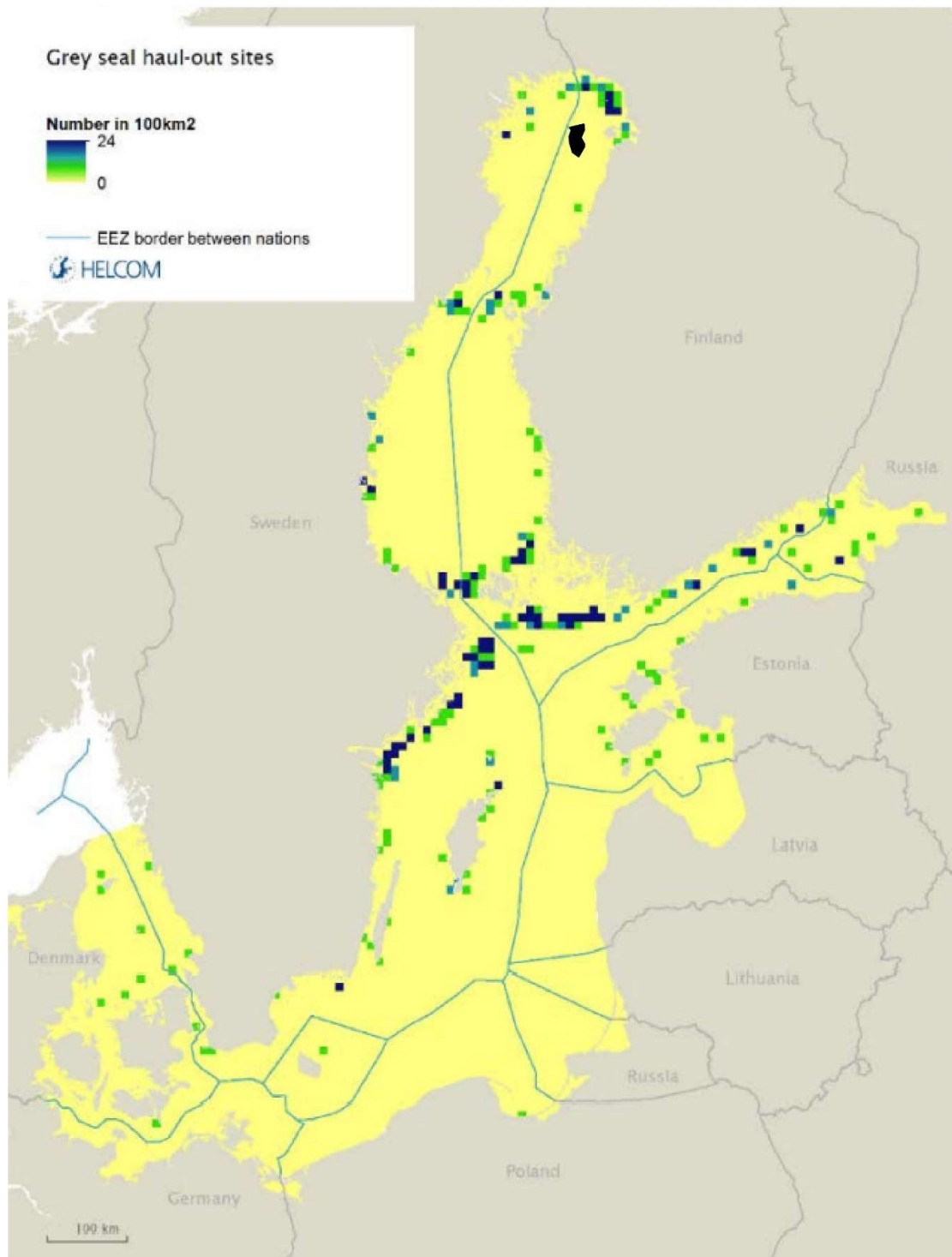
Sopivimmat kutualueet koillisella Perämerellä esiintyville lajeille sijaitsevat lähellä rannikkoa >20 km Halla-hankkeen alueesta itään. Nämä alueet ovat myös sopivampia ravinnonhankinta-alueita useimmille lajeille.

3. Merinisäkkäät - lähtötilanteen kuvaus

Tässä luvussa on taustatietoja kahdesta Perämerellä pysyvästi elävästä merinisäköslajista, harmaahylkeestä ja norpasta, joita voi esiintyä Hallan merituulivoimapuiston hankealueella ja sen ympäristössä. Itämeren pyöriäistä voi esiintyä satunnaisesti merituulivoimapuiston alueella (Naturhistoriska riksmuseet, 2022), mutta alue sijaitsee populaation levinneisyysalueen ulkopuolella (NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission, 2019), ja Perämereä pidetään yleensä lajille vähämerkityksisenä (Sveegaard, et al., 2022). Pyöriäistä ei sen vuoksi huomioida raportissa tarkemmin.

3.1. Harmaahylkeet

Harmaahyljettä (*Halichoerus grypus*) tavataan Pohjois-Atlantin itä- ja länsirannikolla. Suomen vesien harmaahylkeet kuuluvat Itämeren harmaahyljekantaan (*Halichoerus grypus grypus*) (HELCOM, 2018b; Olsen, et al., 2016). Harmaahylkeitä esiintyy koko Itämerellä ja ne ovat riippuvaisia rannikkovesistä, joissa on runsaasti ruokaa ja rauhallisia paikkoja maalle nousemiseen (Galatius, 2017). Ne syövät monenlaisia kaloja, ja ruokavalio vaihtelee sijainnin, vuodenajan ja saaliin saatavuuden mukaan (HELCOM, 2013a). Itämeren harmaahylkeiden maallenusupaikat on esitetty kohdassa Kuva 3.1. Hallan merituulivoimapuiston hankealuetta lähin maallenusupaikka sijaitsee yli 20 km hankealueesta itään Hailuodon saarella.



Kuva 3.1: Harmaahylkeiden maallenusupaikat Itämerellä ja Kattegatissa sekä Hallan merituulivoimapuiston hankealue (musta monikulmio). Kartta sisältää kaikki tällä hetkellä tunnetut maallenusupaikat. Lähde (mukaillen) (HELCOM, 2018a).

Itämeren harmaahylje synnyttää helmi-maaliskuussa (Härkönen, et al., 2007). Itämerellä hylkeet synnyttävät enimmäkseen ajojäällä, vaikka joillakin alueilla hylkeet synnyttävät myös maalla, jos merijäätä ei ole riittävästi (Jüssi, et al., 2008). Poikasella on syntyessään lanugo-turkki (ei vedenkestävä),

jonka se vaihtaa 2–4 viikon kuluttua lyhyempään aikuisen turkkiin. Poikasta imetetään noin 15–18 päivän ajan. Harmaahylkeet nousevat jälle tai luodolle (maallenusupaikat) myös karvanlähtöaikaan huhtikuuskuussa ja viettävät paljon aikaa maalla kyseisenä aikana (HELCOM, 2013a). Harmaahylkeet kulkevat yleensä samoja käytäviä pitkin kauempana merellä sijaitsevilta ravinnonhankinta-alueiltaan alueille, joissa ne nousevat maalle (Jones, et al., 2015). Ne voivat kulkea pitkiä matkoja, ja harmaahylkeiden esiintyminen alueella ei välttämättä tarkoita, että yksittäisellä hylkeellä olisi vahva side kyseiseen alueeseen (McConnell, et al., 2012; Galatius, 2017).

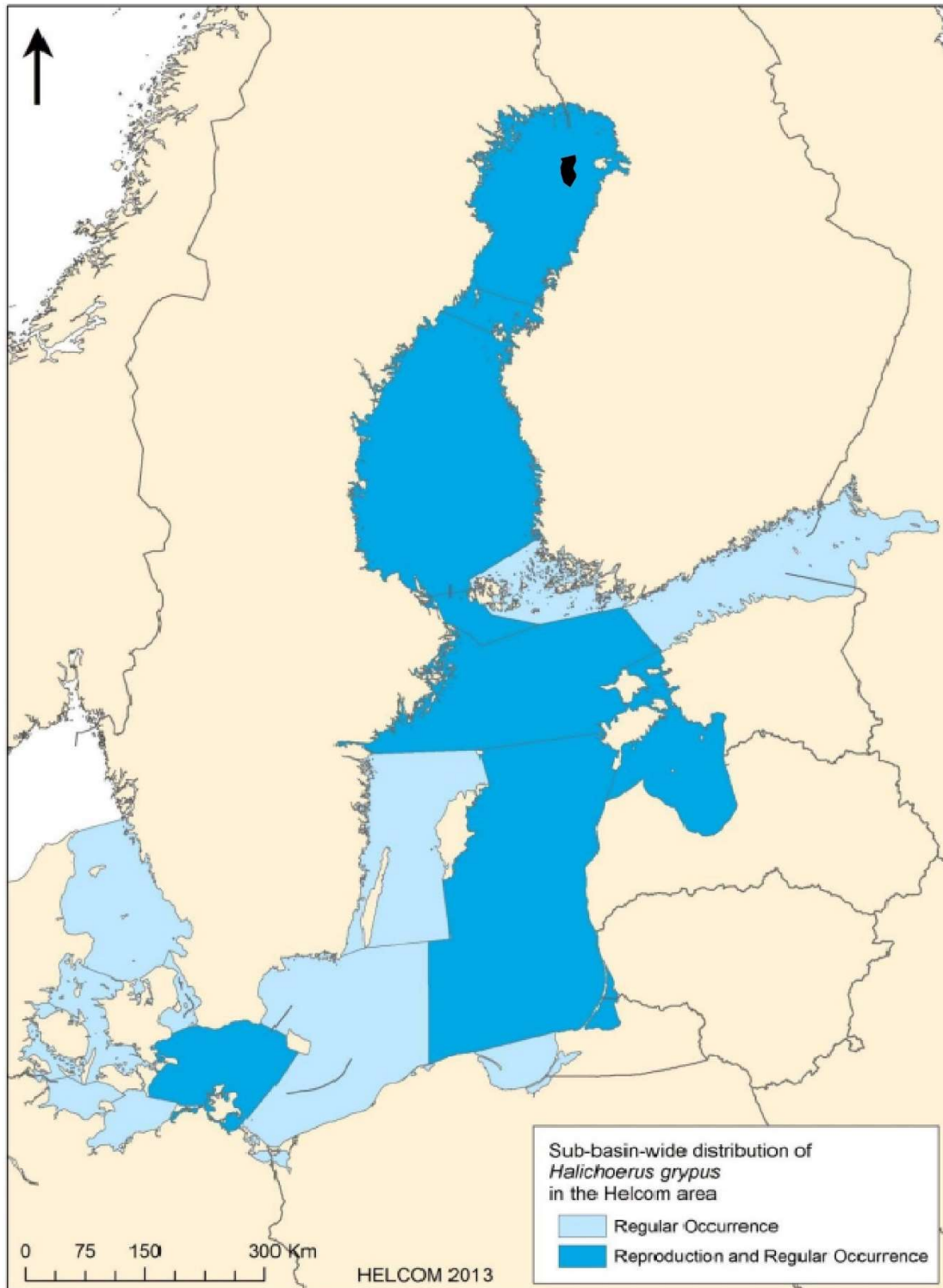
3.1.1. Harmaahylkeen suojelutilanne

Harmaahylje on suojeltu laji, joka on mainittu EU:n luontodirektiivin liitteessä II ja liitteessä V sekä Bernin yleissopimuksen liitteessä III. Suomessa (Finnish Ministry of Agriculture and Forestry, 2007) ja Ruotsissa (Havs- och Vattenmyndigheten, 2012) metsästetään kiintiöiden puitteissa rajallinen määrä harmaahylkeitä. Metsästettyjen hylkeiden todellinen määrä on aina ollut huomattavasti kiintiötä pienempi, ja suurin määrä Suomessa oli 632 vuonna 2009, kun taas Ruotsissa se oli 132 vuonna 2008 ja (HELCOM, 2014).

Itämeren harmaahyljekanta taantui 1970-luvulla, ja sen määrä oli alimmillaan 3 000 yksilöä. Kanta on nyt elpymässä vuosisadan kestäneen palkkionmetsästyksen ja kolme vuosikymmentä kestäneen ympäristön saastumisen aiheuttaman alhaisen hedelmällisyyden jälkeen. Populaation kasvu lasketaan tärkeillä maallenusupaikoilla tehtyjen lentolaskentojen perusteella. Itämeren populaatio kasvoi 2000-luvun alkupuolella 10–12 prosenttia vuodessa, mutta kasvu on hidastunut noin 6 prosenttiin viime vuosina. Lasketut määrät vaihtelevat vuosittain säästä ja muista tekijöistä johtuen, mutta populaatioiden selvä kasvusuuntaus näkyy kuitenkin Itämeren kaikissa osissa. Populaation kasvun hidastuminen osoittaa, että kanta alkaa lähestyä Itämeren kantokykyä (HELCOM, 2018b). Itämeren populaation kooksi arvioidaan tällä hetkellä 52 000–69 000 yksilöä, (Suuronen, et al., 2023) ja vuoden 2019 Suomen lajien punaisen listan mukaan Itämeren harmaahyljekanta on luokiteltu elinvoimaiseksi (LC) (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019).

3.1.2. Hallan merituulivoimapuiston alueen merkitys harmaahylkeille

HELCOMin levinneisyyskartta (Kuva 3.2) osoittaa, että Itämeren harmaahylkeet käyttävät Hallan merituulivoimapuiston hankealuetta sekä säännöllisesti oleskeluun että lisääntymiseen. Mahdollinen lisääntyminen hankealueella riippuu kuitenkin suuresti merijääpeitteen laajuudesta. Kvantitatiivista tietoa hankealueen suhteellisesta merkityksestä harmaahylkeille ei ole saatavilla.



Kuva 3.2: Harmaahylkeiden levinneisyyskartta Itämerellä sekä Hallan hankealue (musta monikulmio), muokattu HELCOMin (HELCOM, 2013) mukaan. Vaaleammalla sinisellä on osoitettu esiintymisaluet ja tummemmalla sinisellä lisääntymis- ja esiintymisaluet.

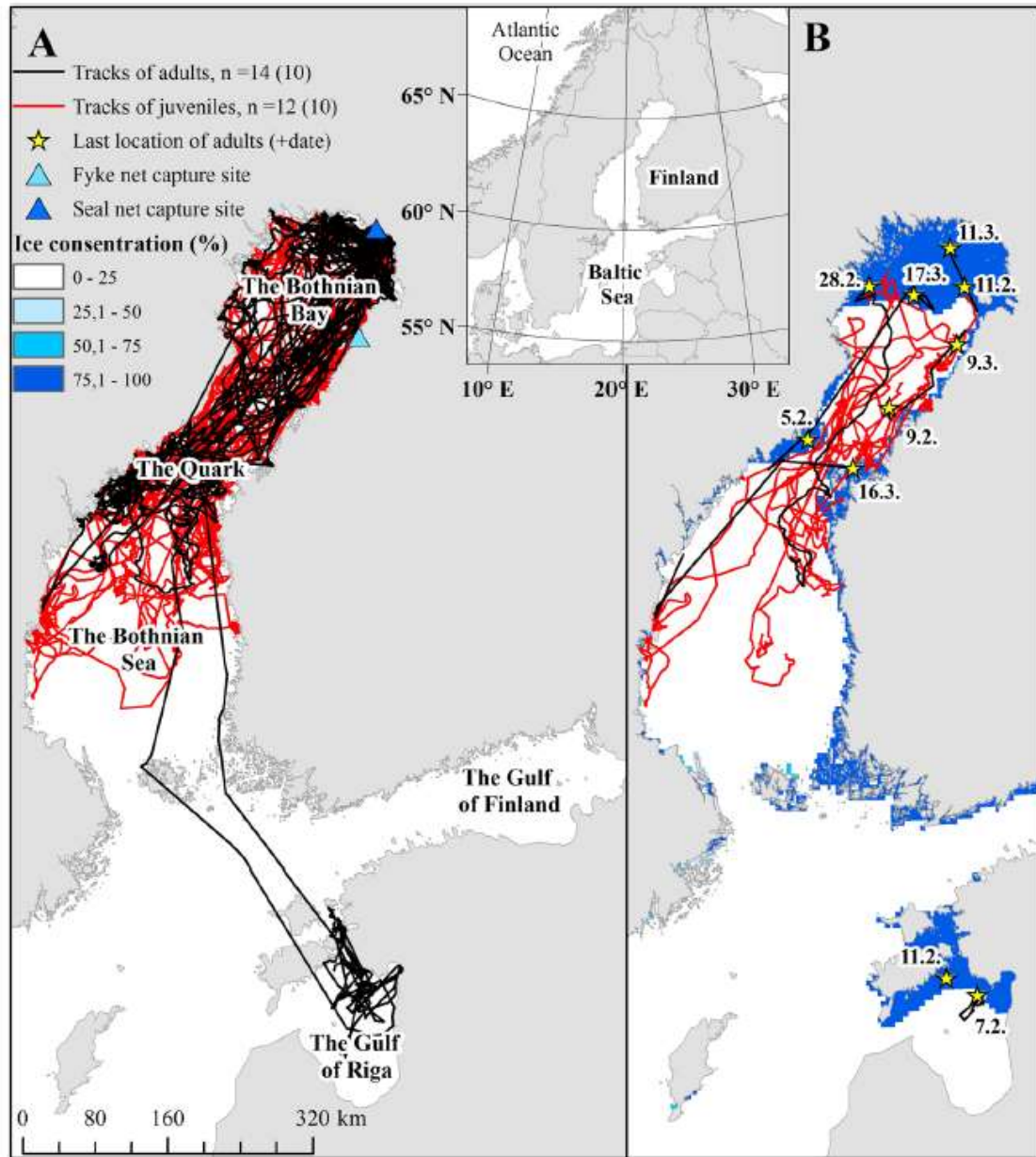
Hallan merituulivoimapuiston hankealue sijaitsee noin 20 km länteen lähimmästä harmaahylkeiden maallenusupaikasta Hailuodossa. Koska hankealue sijaitsee suhteellisen lähellä useita harmaahylkeiden maallenuspaikkoja, oletus on, että harmaahylkeet käyttävät hankealuetta ympäri vuoden ja aluetta käytetään mahdollisesti ruokailualueena tai vaelluskäytävänä Perämeren pohjoisosan maallenuspaikkojen ja Perämeren eteläosassa, lähellä Ahvenanmaata sijaitsevien maallenuspaikkojen välillä. Aluetta ei pidetä harmaahylkeiden tärkeänä ravinnonhankinta-alueena, koska Hallan hankealueella on vain vähän kalalajeja eikä se sovellu tai sen arvioidaan olevan epäedullinen kutualue useimmille sitä käyttäville kalalajeille (ks. kohta 2.2.13). Alueen merkitys Itämeren harmaahylkeelle arvioidaan sen vuoksi pieneksi tai kohtalaiseksi.

3.2. Norpat

Norppa (*Pusa hispida*) on arktisen alueen yleisin hylje. Hallan merituulivoimapuiston hankealueelta löydetty norpat kuuluvat maantieteellisesti eristyneeseen Itämeren alapopulaatioon (*Phoca hispida botnica*) (HELCOM, 2013b). Norppia on tutkittu karvanlähtöaikana vuodesta 1988 lähtien, ja suurimmat keskittymät ovat aina olleet Perämeren pohjoisosassa (HELCOM, 2018b). Noin 70 prosenttia Itämeren norppakannasta asuu Perämerellä Itämeren pohjoisimmassa osassa ja loput Suomenlahdella (5 %) ja Riianlahdella (25 %) (Härkönen, et al., 2014). Norpat syövät monenlaisia pieniä kaloja ja selkärangattomia (HELCOM, 2013).

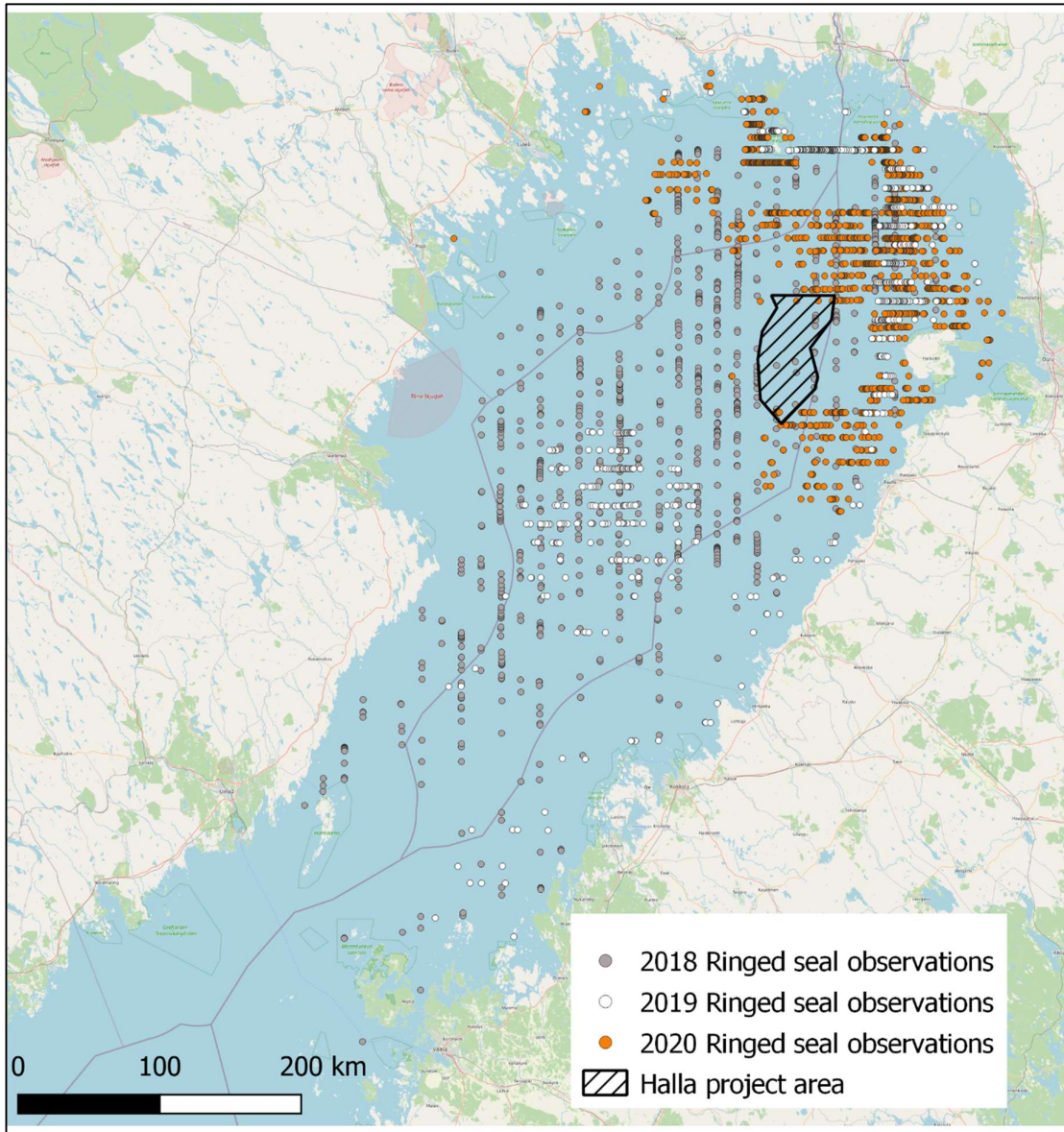
Norppien talviesiintyminen on vahvasti yhteydessä pesien rakentamiseen soveltuvan merijään laajuuteen. Suurimmat norppakeskittymät löytyvätkin ahtojäästä, johon lumikasat kerääntyvät. Naaraat synnyttävät poikasensa pesissä, ja jään muodostuminen on kriittisen tärkeää tämän lajin lisääntymisen onnistumisen kannalta (HELCOM, 2018a). Jään laajuudessa ja laadussa on Perämerellä huomattavaa vuosittaista vaihtelua, mutta merijään muodostuminen alueella on vähentynyt merkittävästi 1970-luvulta lähtien verrattuna historiallisiin tietoihin. Ilmastomallinnus ennustaa merijään muodostumisen vähenemistä entisestään ja jääpeitteen lyhyempää kestoja tulevaisuudessa. Tämä johtaa Riianlahden norpan osapopulaation sukupuuttoon kuolemiseen ja vähentää merkittävästi kannan kasvuvauhtia Suomenlahdella ja Perämerellä (Sundqvist, et al., 2012).

Satelliittilähettimillä merkityistä Itämeren norpista saadut tiedot ovat antaneet tietoa norppien levinneisyydestä Perämerellä. Kesällä hylkeet viettävät noin 90 prosenttia ajastaan vedessä - ruokailemassa, matkustamassa ja lepäämässä. Tiedot osoittavat, että osa norpista pysyy altaassa, jossa ne on merkitty (ks. Kuva 3.3). Tutkimus osoittaa kuitenkin myös, että jotkut eläimet liikkuvat pitkiä matkoja, useita satoja kilometrejä, karvanvaihdon jälkeisenä aikana (Oksanen, et al., 2015).



Kuva 3.3: 26 Itämeren alapopulaatioon kuuluvan norpan liikkuminen elo-toukokuussa vuosina 2011–2014. (a) liikkeet koko seurantajakson aikana. (b) liikkeet pesimäaikana (Oksanen, et al., 2015). Mustalla on merkitty aikuisten ja punaisella nuorten yksilöiden liikkeet.

26 merkityn norpan liikkumistietojen perusteella tunnistettiin norppien tärkeät ravinnonhankinta-alueet. Tunnistettiin kaksi norppien ravinnonhankinta-aluekeskittymää, joista toinen sijaitsee Hallan meritulivoimapuiston lounaispuolella Merenkurkussa ja toinen Perämeren pohjoisimmassa osassa, osittain päällekkäin Hallan hankealueen kanssa. Perämeren viimeisimmissä ilmalaskennoissa vuosina 2018, 2019 ja 2020 tehdyt norppahavainnot on esitetty kohdassa Kuva 3.4.



Kuva 3.4: Itämeren osapopulaatioon kuuluvien norppien lukumäärä vuosina 2018, 2019 ja 2020. Ilmakartoitukset tehtiin kaikkina vuosina huhtikuussa (muokattu Havs- och vattenmyndigheten och SMHI:n tiedoista).

Kuten Perämeren viimeisimmistä norppalaskennoista käy ilmi, Hallan merituulivoimapuiston alueella havaittiin vain vähän norppia.

3.2.1. Norpan suojelutilanne

Norppa on suojeltu laji, joka on mainittu EU:n luontodirektiivin liitteissä II ja V sekä Bernin yleissopimuksen liitteessä III.

Metsästys ja ympäristön saastumisesta johtuvat lisääntymisongelmat aiheuttivat kannan romahtamisen noin 200 000 yksilöstä vain noin 5 000 yksilöön 1900-luvulla. Hylkeiden suojelun ja orgaanisten klooriyhdisteiden pitoisuuksien vähenemisen ansiosta Perämeren hoitoyksikön norppakanta on kasvanut 4,5 prosentin vuosivauhtia vuodesta 1988 lähtien, ja vuosina 2003–2016 kasvuvauhti oli 5,9 prosenttia vuodessa (HELCOM, 2018b). Kanta on arviolta 11 500, ja trendi on

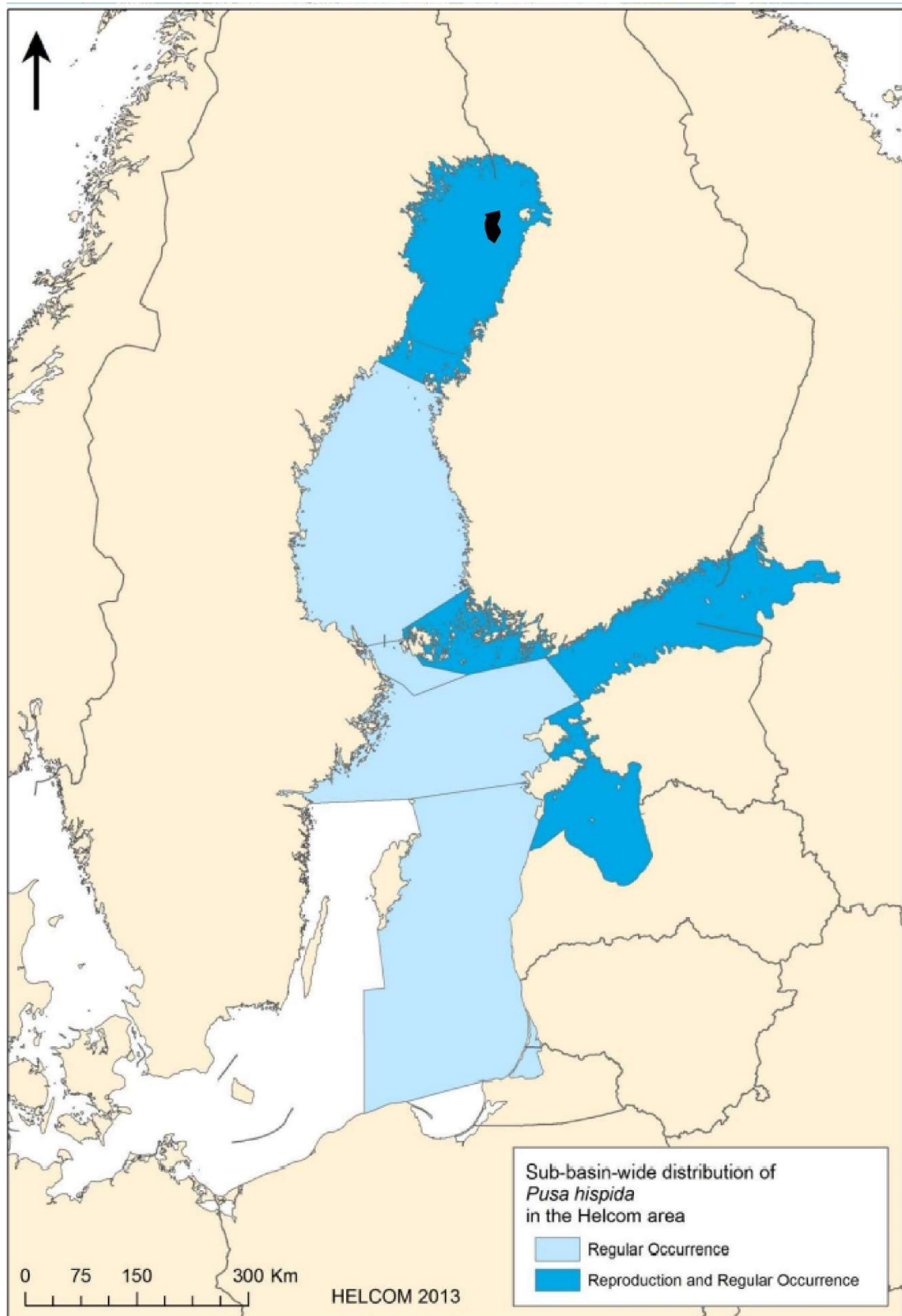
kasvava (Härkönen, 2015). Viime vuosien poikkeuksellisen leutojen talvien aikana tehdyt tutkimukset kuitenkin paljastivat, että Perämeren kannan koko on todennäköisesti yli 20 000 eläintä (HELCOM, 2018b).

Koska norppakanta on elpymässä Perämerellä, sekä Suomi että Ruotsi ovat ottaneet alueella uudelleen käyttöön metsästyksen, jonka vuosittainen kiintiö on noin 300 norppaa (molempien maiden yhteenlaskettu määrä) (WWF, 2017).

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton IUCN:n uhanalaisten lajien punaisen listan mukaan norppakanta on *elinkelpoinen* (LC). Suomen lajien vuoden 2019 punaisen listan mukaan Itämeren norppakanta luokitellaan kuitenkin *vaarantuneeksi* (VU)(Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019), ja ilmaston aiheuttamien muutosten ennakoidaan olevan tulevaisuudessa haaste norpille, koska niiden lisääntyminen on riippuvainen jäästä (HELCOM, 2013b).

3.2.2. Hallan merituulivoimapuiston alueen merkitys norpille

HELCOMin levinneisyyskartta (Kuva 3.5) osoittaa, että Itämeren norpat käyttävät Hallan merituulivoimapuiston hankealuetta (säännöllinen oleskelu ja lisääntyminen). Norppien lisääntyminen on vahvasti sidoksissa jääpeitteen kattavuuteen, ja sen vuoksi norppia esiintyy Hallan merituulivoimapuiston hankealueella todennäköisimmin talvina, jolloin hankealue on jään peitossa. Hallan merituulivoimapuisto sijaitsee alueella, jossa jään kattavuus voi olla talvella 75–100 prosenttia, mikä tekee siitä norpille sopivan lisääntymisalueen. Itämeren norppien ravinnonhankinta keskittyy useimmiten matalille alueille mantereen läheisyyteen, ja merkityistä norpista Perämerellä saatujen liikkumistietojen perusteella Hallan hankealue ja norppien ravinnonhankinta-alueet ovat päällekkäisiä. Koska hankealueella on vain vähän kalalajeja eikä se sovellu tai se on arvioitu epäedulliseksi kutualueeksi useimmille sitä käyttäville kalalajeille (ks. kohta 2.2.13), sen ei katsota olevan erityisen tärkeä ravinnonhankinta-alue norpalle, mutta se on todennäköisesti osa laajempaa ravinnonhankinta-aluetta. Näin ollen hankealueen merkitys Perämeren norpille arvioidaan kohtalaiseksi.



Kuva 3.5: Norppien levinneisyyskartta Itämerellä sekä Hallan hankealue (mustaviivainen laatikko), muokattu HELCOMin mukaan (HELCOM, 2013). Vaalean sinisellä on merkitty säännöllisen oleskelun alueet ja tumman sinisellä lisääntymis- ja oleskelualueet.

3.3. Olemassa oleva kuormitus - hylkeet

Yksi tärkeimmistä hylkeisiin kohdistuvista uhkista on pyydyksiin sotkeutuminen (sivusaalis), mutta se ei näytä aiheuttavan uhkaa hyljekannalle (Herrmann, 2013). Kalastuksella on myös välillinen vaikutus hylkeisiin, sillä kalastus vähentää niiden tärkeintä ravinnonlähdettä (ASCOBANS, 2012).

Hylkeet, erityisesti Itämeressä, altistuvat edelleen suurille määrille epäpuhtauksia, esimerkiksi lipofiilisille yhdisteille kuten polyklooratuille bifenyyleille (PCB), diklooridifenyylitrikloorietaanille (DDT) ja muille orgaanisille aineille sekä raskasmetalleille (Sørmo, et al., 2005). Saasteet kertyvät näihin eläimiin niiden saaliseläinten kautta. DDT ja PCB aiheuttavat erityisesti lisääntymisongelmia Itämeressä (Herrmann, 2013). Tällä hetkellä tiedetään vain vähän saasteiden tarkasta vaikutuksesta hylkeisiin. Ne voivat mahdollisesti hyökätä imusuonistoon, hormonitoimintaan (esim. kilpirauhanen) ja entsyymeihin, mikä vahingoittaa eläimiä pysyvästi (Sørmo, et al., 2005). Erilaisten raskasmetallien kielteiset vaikutukset immuunijärjestelmään on osoitettu Pohjanmeren hylkeillä (Kakuschke, et al., 2009).

Merenkulusta, merituulivoimapuistojen rakentamisesta ja seismisistä tutkimuksista aiheutuva melusaaste on toinen saaste, joka voi vaikuttaa Itämeren hylkeisiin. Lisäksi Itämeren eliöihin vaikuttavat rannikoiden kehittämisestä johtuva elinympäristöjen häviäminen, rehevöityminen ja veden lämpötilan nousua aiheuttava ilmastonmuutos. Ilmastonmuutos voi vaikuttaa erityisesti Itämeren norppaan, sillä se voi johtaa lämpimämpiin talviin, jolloin jää ja lumi vähenevät, ja ne ovat ratkaisevan tärkeitä lajin lisääntymismenestyksen kannalta (HELCOM, 2013).

4. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana

Rakentamisen aikana merkittävin ympäristövaikutus kaloille ja merinisäkkäille on asennustoiminnasta (esim. paalutus) ja laivaliikenteestä aiheutuva vedenalainen melu (Madsen, et al., 2006). Paalutuksen oletetaan vaikuttavan häiritsevimmän merieläimiin, sillä se voi aiheuttaa viestintäsignaalien peittymistä, välttämisreaktioita, väliaikaista (TTS) ja pysyvää (PTS) kuulonalenemaa ja pahimmassa tapauksessa akustisia vaurioita muuhun kuin kuulokudokseen (Madsen, et al., 2006). Paalutuksesta aiheutuva vedenalainen melu voi myös aiheuttaa tilapäistä elinympäristön häviämistä, mikä aiheuttaa kalojen ja merinisäkkäiden siirtymistä pois alueelta, jossa paalutusta tehdään, sekä ympäröivältä alueelta, johon vedenalainen melu vaikuttaa.

4.1. Vaikutuskynnykset kaloille ja hylkeille

Useat eri maat ja kansainväliset järjestöt ovat kehittäneet ohjeita tai raja-arvoja vedenalaisen melun sääntelyyn merituulivoimapuistojen rakentamisen aikana (paalutus). Eri maissa on erilaisia lähestymistapoja arvioitaessa paalutuksen vaikutuksia merinisäkkäisiin ja kaloihin. Hankealue sijaitsee Suomen talousvyöhykkeellä, eikä Suomessa ole vakiintuneita ohjeita paalutuksesta aiheutuvalle vedenalaiselle melulle. Sen vuoksi kalojen ja hylkeiden osalta käytetyt kynnysarvot on määriteltävä muiden maiden ohjeiden perusteella, ja ne selitetään seuraavissa osissa.

4.1.1. Sovellettava kynnysarvo kaloille

Kalojen mätimunat ja kalanpoikaset eivät ole erityisen herkkiä vedenalaiselle melulle, ja ne kärsivät siitä lähinnä silloin, kun vedenalainen melu on niin voimakasta, että se voi vahingoittaa niiden kudoksia (Andersson et al., 2017).

Nuorten ja aikuisten kalojen kyky havaita vedenalaista melua vaihtelee suuresti lajista riippuen (Fay et al., 1999; Sand & Karlsen, 2000). Vedenalaisen melun havaitsevat parhaiten kalalajit, joilla on sisäkorviin yhdistetty uimarakkula. Tällaisia kalalajeja ovat muun muassa sillikalat, kuten pelagiset lajit kilohaili ja silakka (Popper et al., 2014). Nämä lajit kuulevat taajuuksia lähtien infraäänistä (< 20 Hz) aina noin 8 kHz:iin, mutta herkkyys heikkenee taajuuden kasvaessa (Enger, 1967; Sand & Karlsen, 2000). Muilla lajeilla, kuten turskalla ja lohella, on uimarakko, jonka sisäiset yhteydet sisäkorviin ovat vähemmän erikoistuneet. Näiden lajien herkkyyttä havaita vedenalaista melua pidetään hieman heikompana (Chapman & Hawkins, 1973) (Popper, et al., 2014). Nämä lajit kuulevat infraääniä aina 500 Hz:iin asti (Chapman & Hawkins, 1973). Lähes kaikilla pohjakaloilla, kuten kampelakaloilla, on huono kuulo, eivätkä ne ole erityisen herkkiä vedenalaiselle melulle (Karlsen, 1992). Näillä ja muilla merenpohjan elinympäristöihin liittyvillä pohjakalalajeilla, kuten tokot (Gobiidae), simpput (Cottidae) ja isomerikokit, on huono kuulo ja matala herkkyys melulle. Ne kuulevat tyypillisesti infraäänistä aina muutamaan 100 Hz:n taajuuteen asti (Sand & Karlsen, 2000).

Kuulonalenema (TTS ja PTS)

Erityistietoa siitä, miten eri kalalajit reagoivat meluun (käyttäytymisreaktiot), on vain vähän, eikä kalojen käyttäytymiskynnyksistä ole päästy yksimielisyyteen. On vaikeaa määritellä yksi yhteinen käyttäytymiskynnyskriteeri kaloille, eikä se voi koskaan sopia kaikille kaloille, koska lajit eroavat toisistaan niin monin tavoin. Niiden kuulokyvyssä ja siinä, miten ne reagoivat ärsykkeisiin yleensä (uivat pois, hautautuvat pohjaan jne.), on eroja, jotka vaikuttavat siihen, herättääkö tietyn tasoinen ääni vasteen vai ei. Lisäksi reaktiot signaaliin voivat vaihdella lajin ja jopa yksittäisen eläimen kohdalla riippuen esimerkiksi sukupuolesta, iästä, koosta ja motivaatiosta (ruokailu, parittelu, liikkuminen kotialueella jne.). Siksi käyttäytymiseen liittyvien ohjeiden kehittäminen on paljon vaikeampaa kuin erityisesti fysiologisia vaikutuksia koskevien ohjeiden kehittäminen.

Korkeat vedenalaisen melun tasot sekä jatkuva ja kasautuva melu (SEL_{cum}) voivat johtaa kalojen kuuloherkkyyden heikkenemiseen. Jos kuulo palautuu normaaliksi palautumisajan jälkeen, kyseessä on väliaikainen kuulonalenema (TTS). Äänen voimakkuus, taajuus ja altistumisen kesto ovat tärkeitä tekijöitä, jotka vaikuttavat kuulon heikkenemisen asteeseen ja laajuuteen sekä palautumisajan pituuteen (Neo et al., 2014) (Andersson et al., 2017). Äärimmäiset melutasot, jotka aiheutuvat esimerkiksi paalutuksesta, voivat olla niin korkeita, että ne voivat toiminnan välittömässä läheisyydessä aiheuttaa pysyvää kuulonalenemaa (PTS), joka johtuu kudosten ja kuuloelinten vaurioitumisesta. Tämä voi olla kohtalokasta kaloille, mätimunille ja kalanpoikasille (Andersson et al., 2017).

Ohjeet tilapäisestä kuulonalenemasta (TTS) kalalajeilla, joiden uimarakko liittyy kuuloon (esim. silakat), ja kaloilla, joiden uimarakko ei liity kuuloon (esim. turska), (Popper et al., 2014) löytyvät täältä: Taulukko 4.1. Turskaa ei esiinny Hallan hankealueella, mutta kynnyсарvo edustaa muita kaloja, joilla ei ole suoraa kytkentää uimarakon ja sisäkorvien välillä, kuten lohta, muikkua ja siikaa, joita kaikkia esiintyy Hallan hankealueella. Myös raja-arvot kalojen, mädin ja kalanpoikasten kuolleisuuteen vaikuttaville kudostavurioille ja kuulonalenemalle löytyvät kohdasta Taulukko 4.1. Kalalajit, joilla ei ole uimarakkoa (pääasiassa pohjakalalajit), kaikki kampelakalalajit mukaan lukien, ovat paljon vähemmän meluherkkiä kuin kalat, joilla on uimarakka (pääasiassa pelagiset) sekä turska, ja voidaan odottaa, että pohjakalojen todelliset sietokynnykset ovat pelagisia kaloja korkeammat. Koska tiedot raja-arvoista ovat kuitenkin hyvin rajalliset, tässä analyysissä käytetään vähiten sietävien kalalajien kynnyсарvoja kaikille lajeille, myös pohjakalalajeille.

Kynnyстарso, jolla kaloille alkaa aiheutua kuulonalenemaa riippuen niiden kuulokyvystä, alkaa noin 186 dB:stä SEL_{cum} melua vähiten sietävien kalojen kohdalla (Taulukko 4.1). Varovaisesti arvioiden melutaso, joka aiheuttaa peruuttamatonta kuulonalenemaa ja pysyviä, kuolemaan johtavia vaurioita, on 204 dB kaikille kaloille ja 207 dB SEL_{cum} kalanpoikasille ja mätimunille.

Kaloihin, kalanpoikasiin ja mätimuniin kohdistuvien meluvaikutusten arviointi perustuu kaikki taajuuspainottamattomiin kynnystasoihin käyttäen metriikkaa $L_{E,cum,24h}$, ja ne on esitetty kohdassa Taulukko 4.1. Kynnysarvo on mukautettu lähteistä (Andersson, et al., 2016) ja (Popper, et al., 2014).

Taulukko 4.1: Painottamattomat raja-arvot kaloille (Andersson, et al., 2016), (Popper, et al., 2014).

Laji	Uintinopeus [m/s]	Lajikohtaiset painottamattomat raja-arvot (impulssimelu)	
		$L_{E,cum,24h,unweighted}$	
		TTS [dB]	Vamma [dB]
Paikallaan pysyvät kalat*	0	185	204
Nuori turska	0,38	186	204
Aikuinen turska	0,9	186	204
Silli	1,04	186	204
Kalanpoikaset ja mäti	-	-	207

*Kalat, jotka eivät pakene meluvaikutusta

4.1.2. Sovellettava kynnysarvo merinisäkkäille

Koska hylkeet ovat sopeutuneet elämään sekä vedessä että maalla, niiden kuulokyky on sopeutunut toimimaan molemmissa ympäristöissä. Hylkeet tuottavat monenlaisia viestintäkutsuja sekä ilmassa että vedessä esimerkiksi parittelun ja reviirin puolustamisen yhteydessä. Harmaahylkeiden ja norppien vedenalaisesta kuulokyvystä on vain vähän tietoa. Kirjohylkeiden kuulokynnystä suositellaan kuitenkin yleisesti käytettäväksi varovaisena arviona niiden varsinaisten hylkeiden kuulokynnyksestä, joiden kuuloa ei ole vielä tutkittu yhtä perusteellisesti (Southall, et al., 2019). Hylkeet kuulevat hyvin taajuusalueella muutamasta sadasta Hz:stä 50 kHz:iin.

Uusimman tieteellisen kirjallisuuden perusteella suositellaan, että $L_{E,cum,24h}$ - ja -taajuuspainotusta käytetään arvioitaessa TTS:ää ja PTS:ää hylje-eläimillä. TTS:n ja PTS:n kynnysarvot perustuvat pääasiassa Yhdysvaltain kansallisen merenkulku- ja ilmakehävirston (NOAA) laajaan tutkimukseen, (NOAA, 2018), jossa ehdotetaan lajikohtaista taajuuspainotusta, jossa otetaan huomioon kunkin lajin kuuloherkkyyden arvioitaessa tietyn melulähteen vaikutusta.

NOAA (2018) jakaa merinisäkläjit neljään kuuloryhmään (Southall, et al., 2019) niiden taajuuskohtaisen kuuloherkkyyden mukaan: 1) matalan taajuuden (**LF**) valaat, 2) korkean taajuuden (**HF**) valaat, 3) erittäin korkean taajuuden (**VHF**) valaat, 4) ja vedessä liikkuvat hylkeet (**PCW**). Tässä hankkeessa vain viimeinen on merkityksellinen. Lisätietoja kuuloryhmistä ja niiden taajuusherkkyydestä on vedenalaisen melun ennusteraportissa (NIRAS, 2023). Kuuloryhmien painotetut kynnyskriteerit: Taulukko 4.2.

Paalutusmelulle altistuvien hylkeiden välttämiskäyttötymisestä ja vaikutusalueista ei ole saatavilla määrällistä tietoa, ja muutamat olemassa olevat tutkimukset osoittavat eri suuntiin. Kun meritulivoimapuistoja rakennettiin The Washissa Kaakkois-Englannissa vuonna 2012, kirjohylkeiden käyttö (runsas) väheni merkittävästi 25 kilometrin etäisyydellä paalutuspaikasta, kun paalutusta ei rajoitettu (Russell, et al., 2016). Tulosten perusteella Russell et al. (2016) esittivät, että hylkeiden reaktioetäisyys rajoittamattomaan paalutukseen oli verrattavissa pyöriäisten reaktioetäisyyteen. Toisaalta Blackwell et al. (2004) tutki norppien reaktioita paalutukseen liittyen tekosaaren perustamiseen arktiselle alueelle, ja havaitsi, että ne reagoivat meluun vain vähän. Varotoimenpiteenä

on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset.

Kirjallisuuskatsaus Tougaardin (2021) välttämiskäyttämismisestä ja kynnystasoista sisälsi sekä vankeudessa tehtyjä tutkimuksia, joissa paalutusmelua toistettiin huomattavasti pienemmällä äänitasolla, että kenttätutkimuksia luonnonvaraisten pyöriäisten reaktioista täysimittaiseen paalutukseen. Tougaardin (2021) katsauksen päätelmänä on, että käyttäytymisen välttämiskynnys vaihtelee $L_{p,125ms} = 95 - 110$ dB re. 1 μ Pa ja sopivan yksittaisen arvon $L_{p,125ms} = 103$ dB re. 1 μ Pa VHF-painotettuna välillä. Yksittäinen arvo saadaan Bandista (2016) joka sisältää suurimman määrän empiiristä tietoa. Tässä raportissa käytetään siis pyöriäisten käyttäytymisraja-arvoa (103 dB $L_{p,125ms}$ VHF-painotettuna), katso Taulukko 4.2.

Taulukko 4.2: Lajikohtaiset painotetut raja-arvokriteerit hylkeille. Tämä on NOAA:n (2018) taulukon AE-1 tarkistettu versio, jossa korostetaan hankealueen tärkeitä (NOAA, 2018)lajeja, mukaan lukien käyttäytymisvaste. "xx" ilmoittaa painotuksen.

Laji	Lajikohtaiset painotetut raja-arvot (muu kuin impulssimelu)		Lajikohtaiset painotetut kynnysarvot (impulssimelu)		
	$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{p,125ms,VHF}$
	TTS [dB]	PTS [dB]	TTS [dB]	PTS [dB]	Käyttäytyminen [dB]
Hylje (PCW)	181	201	170	185	103

Muun kuin impulssimelun raja-arvoja sovelletaan jatkuvaan meluun (esim. laivan meluun), ja vaikka impulssimelun oletetaan muuttuvan jatkuvan melun kaltaiseksi kauempana lähteestä, tämän muutoksen ei odoteta tapahtuvan niillä etäisyyksillä, joilla pysyvää tai väliaikaista kuulonalenemaa voi mahdollisesti esiintyä näiden toimien vuoksi. Impulssimaisiin lähteisiin, kuten paalutukseen, sovelletaan tiukempia raja-arvoja, jotka on lueteltu kohdassa Taulukko 4.2. Jatkuvan melun kynnysarvot ovat lievempiä kuin impulssimaisen melun kynnysarvot, ja impulssimaisen melun kriteerien käyttäminen antaa näin ollen konservatiivisen etäisyyden suhteen raja-arvoon. Muun kuin impulssimelun raja-arvoja ei käsitellä tarkemmin tässä raportissa.

4.2. Paalutuksen aiheuttama vedenalainen melu

Merituulivoimapuistoa rakennettaessa yleisimpiä perustusmalleja ovat teräksiset paaluperustukset tai ristikkorakenteiset perustukset, jotka koostuvat 3–4 pienpaalusta, koska ne on helppo asentaa mataliin tai keskisyviin vesiin. Suosituin tapa kiinnittää junta- tai pienpaalut merenpohjaan on hydraulinen iskupaalutus (vasarointi), joka aiheuttaa voimakasta vedenalaista melutasoa, jolle on ominaista lyhytkestoinen ja jyrkkä energiatason nousu (Madsen, et al., 2006; Bellmann, et al., 2020)¹. Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun voimakkuus riippuu muun muassa junttapaaluperustuksen halkaisijasta. Suurempi halkaisija aiheuttaa voimakkaampaa paalutusmelua (Bellmann, et al., 2020).

Paalutuksesta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutusten arvioimiseksi on tehty yksityiskohtainen vedenalaisen melun mallintaminen. Seuraavassa kuvataan lyhyesti vedenalaisen melun mallintaminen ja esitellään mallintamisen tulokset. Yksityiskohtainen kuvaus on esitetty asiakirjassa "Halla merituulivoimapuisto - ennuste rakentamisaikavaiheen vedenalaisesta melusta" (NIRAS, 2023). DBSea

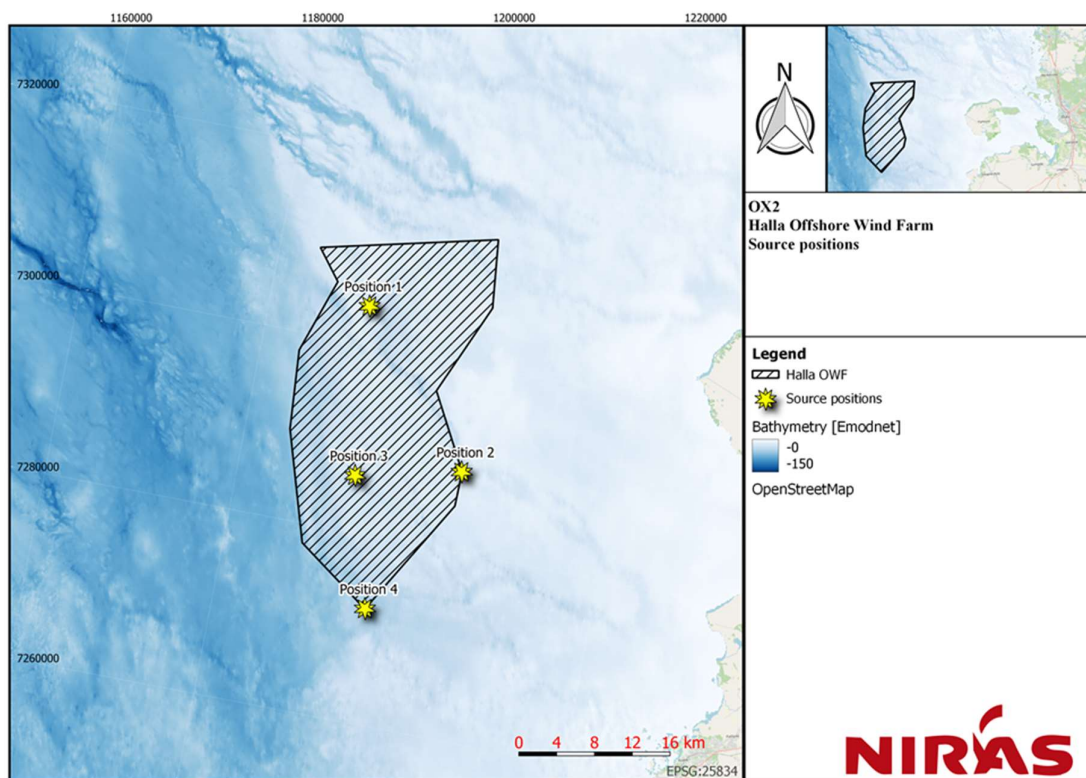
¹Hankealueen maalajista riippuen voi olla tarpeen suorittaa esiporaus ennen kuin paalu voidaan asentaa merenpohjaan. Tällöin odotusarvo on, että vedenalaista melua on merkittävästi vähemmän kuin ilman esiporasta tehtävässä paalutuksessa, erityisesti kumulatiivista vedenalaista melua (akustinen energia). On kuitenkin odotettavissa, että asennusjakso on pidempi, koska esiporaus aiheuttaa katkoja paalutustoimintaan.

2.3.4: ssä luotiin 3D-akustinen malli, jossa hyödynnettiin yksityiskohtaista tietoa syvyyskartoituksesta, merenpohjan sedimenttikoostumuksesta, vesimassan suolapitoisuudesta, lämpötilasta ja äänen nopeusprofiileista sekä parhaaseen saatavilla olevaan tietoon perustuvaa lähdemallia.

Tässä raportissa käytetty vedenalaisen melun mallintaminen perustuu Tanskan energiaministeriön suosituksiin (Energistyrelsen, 2022) sekä National Marine Fisheries Servicen (NMFS) (2018) ja Southallin ym.(2019) suosituksiin. Tämän vuoksi kumulatiivinen äänialtistustaso (SEL_{cum}) mallinnetaan yhden paalun koko arvioidun paalutuksen aikana (oletuksena on, että päivässä asennetaan yksi paalu). Lisäksi kumulatiivista äänialtistustasoa käytetään arvioitaessa etäisyyksiä, joilla esiintyy PTS:ää ja TTS:ää.

Laskelmissa oletetaan, että käytetään pehmeää käynnistysmenettelyä. Paalutusprosessin alkaessa paalutusvedot suoritetaan pienellä energialla. Energia iskua kohti kasvaa sitten vähitellen, kunnes täysi energia on käytössä. Energiamäärän kasvaessa aiheutuva melu kasvaa hitaasti, jolloin merieläimet voivat siirtyä pois rakennusalueelta ennen kuin melu muuttuu niille fyysisesti vaaralliseksi. Malli olettaa myös, että altistuneet eläimet pakenevat melua paalutuksen aikana.

Vedenalainen melumallinnus on toteutettu neljälle hankealueen sijainnille (katso Kuva 4.1). Valitut sijainnit ovat pahimpia mahdollisia sijainteja, joissa odotetaan suurinta vedenalaisen melun etenemistä. Mallinnus tehtiin toukokuulle, joka on äänen etenemisen kannalta pahin mahdollinen ajankohta (kuukausi, jossa äänen eteneminen on suurinta).



Kuva 4.1: Äänen etenemismallinnukseen valitut lähdesijainnit ja merensyvyys (NIRAS, 2023).

Vedenalainen melupäästö laskettiin paaluperustukselle (halkaisija 18 m) sekä ankkuroidulle ristikkorakenteiselle perustukselle, jonka pienpaalujen (4 kpl) halkaisija on 8 metriä.

Asennusskenaariot perustuvat realistiseen konservatiiviseen asennusmenettelyyn suhteessa tarvittavaan vasaraenergiaan (lähdetaso), iskujen määrään ja paalutuksen suorittamiseen tarvittavaan aikaan sekä realistiseen yleistettyyn pehmeään käynnistys-/voimistusvaiheeseen. Lähdemallin tekniset parametrit löytyvät Taulukko 4.3:stä junttapaaluperustusskenaarion osalta ja Taulukko 4.4:stä ristikkorakenteisen perustusskenaarion osalta.

Molempien perustustyyppien paaluasennusmenettely sisältää pehmeän käynnistystyksen, (10 % vasaran maksimienergiasta), voimistusvaiheen, jossa energiaa lisätään asteittain 10 %:sta 100 %:iin, ja konservatiivisen arvion asennuksen täystehovaiheesta 100 % vasaraenergialla.

Taulukko 4.3: Tekniset eritelmät ja paalutusmenettely skenaariolle 1: 18 m:n junttapaaluperustus.

Skenaarion 1 tekninen kuvaus			
Perustusten tyyppi		Junttapaaluperustus	
Iskuvasaraenergia		6000 kJ	
Paalun halkaisija		18 m	
Iskujen kokonaismäärä paalua kohden		10 400	
Paalujen määrä perustusta kohti		1	
Paalutusmenettely			
Nimi	Iskujen määrä	% suurimmasta vasaraenergiasta	Iskujen välinen aika [s]
Pehmeä- käynnistys	200	10	2
Voimistus	400 1000 500 500 800 2400	10 20 40 60 80 60	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Täysi teho	4600	100	3.2

Taulukko 4.4 Tekniset eritelmät ja paalutusmenettely skenaariolle 2: ristikkorakenteinen perustus 4 x 8 m:n pienpaaluilla.

Skenaarion 2 tekninen eritelmä			
Perustusten tyyppi		Ristikkorakenteinenperustus	
Iskuvasaraenergia		6000 kJ	
Paalun halkaisija		8 m	
Iskujen kokonaismäärä paalua kohden		10 400	
Paalujen määrä perustusta kohti		4	
Paalutusmenettely			
Nimi	Iskujen määrä	% suurimmasta vasaraenergiasta	Iskujen välinen aika [s]
Pehmeä- käynnistys	150	10	2
Voimistus	700 1000 500 500 1000	10 20 40 60 80	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Täysi teho	6 550	100	2.6

Sekä paalu- että ristikkorakenteisille perustuksille laskettiin mukaan kaksinkertaisen suorkuplaverhon (Double Big Bubble Curtainin eli DBBC) lievennysvaikutus. Mallinnusta ilman

meluntorjuntajärjestelmää ei otettu mukaan, koska paalutusta ilman meluntorjuntatoimenpiteitä ei pidetä toteuttamiskelpoisena skenaariona. On tärkeää korostaa, että vaikka vedenalaisessa melumallinnuksessa on sovellettu erityistä melunvaimennusjärjestelmää (jolla on osoitettu, että käytettävissä olevilla vaimennusratkaisuilla on mahdollista vaimentaa vedenalaista melua merkittävästi), asennusta ei ole pakko toteuttaa ehdotetulla melunvaimennusjärjestelmällä. Asennus tapahtuu tulevaisuudessa (muutaman vuoden kuluttua), ja paalutukseen liittyvien melunvaimennusjärjestelmien tekninen kehitys etenee tällä hetkellä nopeasti. Tämän vuoksi asennushetkellä saattaa olla käytettävissä muita ja/tai tehokkaampia melunvaimennusratkaisuja. Jos sovelletaan muuntotyypisiä lieventämisratkaisuja, niiden on oltava riittävän tehokkaita estämään mallinnettujen vaikutusetäisyyksien ylittyminen, koska tämän raportin vaikutustenarviointi perustuu mallinnettuihin vaikutusetäisyyksiin.

4.2.1. Paalutuksen tulokset

Mallinnuksen perusteella paaluasennus aiheuttaa kaloille pisimmät vaikutusalueet, ja seuraava kalojen arviointi perustuu junttapaaluasennukseen, sillä se on pahin mahdollinen tilanne.(NIRAS, 2023) Kalojen vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 4.5.

Taulukko 4.5: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot kaloille, kun käytetään äänenvaimentamiseksi tuplakuplaverhoa (DBBC) 18 m:n junttapaaluja asennetaan huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

Sijainti	Etäisyyden suhde raja-arvoon		
	Vamma (r_{injury})		TTS (r_{TTS})
	Kalat	Kalanpoikaset ja mäti	Kalat
1	<100–1900 m	1150 m	11,1–19,7 km
2	<100–2350 m	1500 m	14–22,6 km
3	<100–1750 m	1050 m	11–19,1 km
4	<100–1250 m	700 m	15–23,7 km

Mallinnuksen perusteella ristikkorakenteisen perustuksen pienpaalujen asennus aiheuttaa hylkeille pisimmät vaikutusalueet, ja seuraava vaikutusten arviointi perustuu tämän perustustyyppin asennukseen, sillä se on pahin mahdollinen tilanne. (NIRAS, 2023) Kalojen vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 4.6.

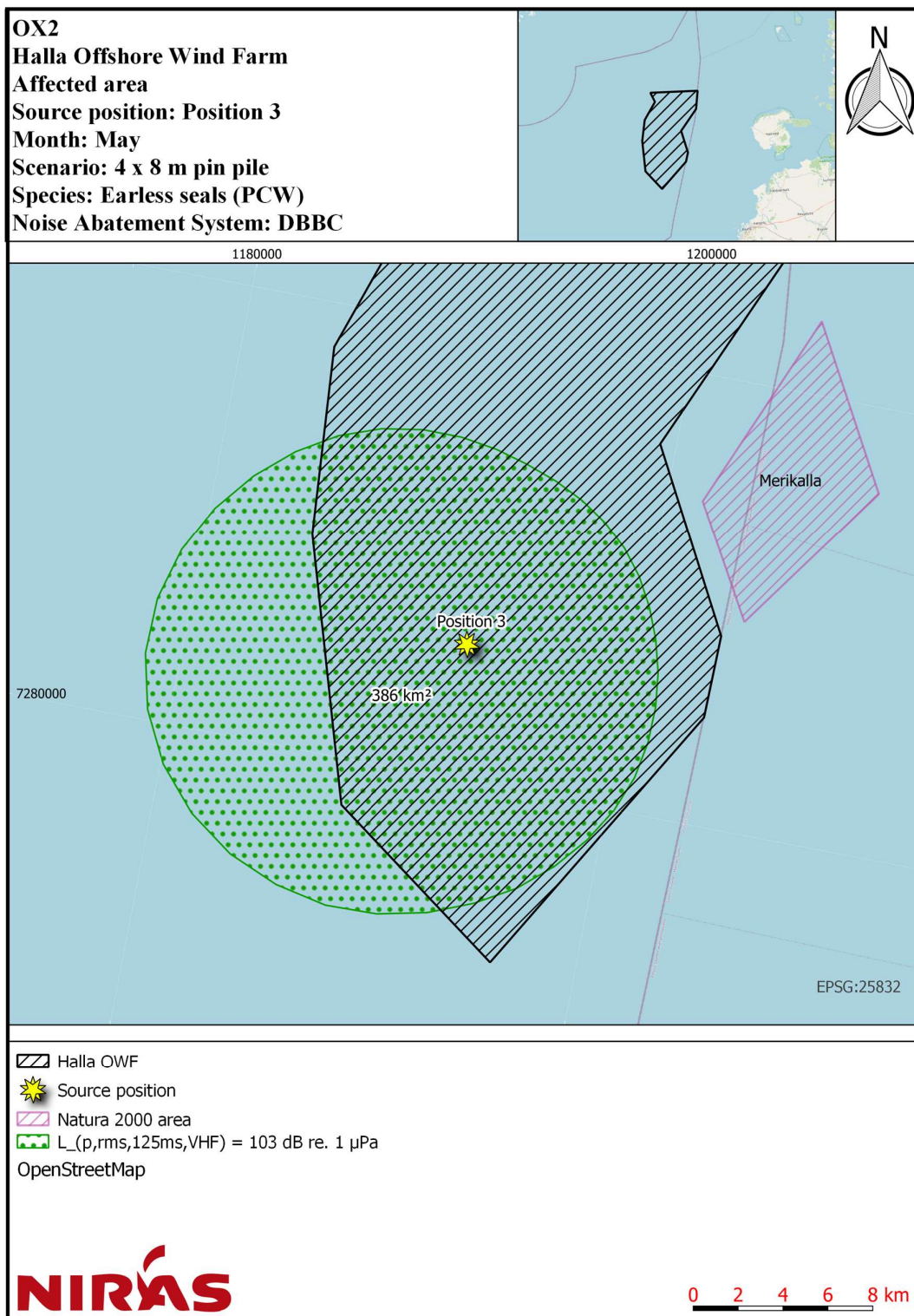
Akustisessa mallinnuksessa oletetaan, että läheiset merinisäkkäät siirtyvät pois päin vedenalaisesta melusta paalutuksen aikana, ja uintinopeudeksi oletetaan 1,5 m/s, mikä on molempien hylkeiden tapauksessa varovainen arvio.

Vedenalaisen melun mallintamisessa oletetaan lisäksi, että PTS:ää ei voi esiintyä yli 200 metrin etäisyydellä, ja siksi siinä käytetään riittäviä lieventämistoimenpiteitä, tässä tapauksessa kaksinkertaista suurkuplaverhoa (DBBC), joka PTS:n estämisen lisäksi on riittävän tehokas estämään myös TTS:n esiintyminen hylkeissä. Taulukko 4.6 esittää mallinnettujen vedenalaisen melun vaikutusalueiden tulokset ja vaippaperustuksen paalutuksen vaikutusalueet.

Taulukko 4.6: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot hylkeille, kun käytetään melun vaimentamiseksi kaksinkertaista suurkuplaverhoa (DBBC) ristikkorakenteisille perustuksille 4 x 8 m:n pienpaaluilla huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

Sijainti	Etäisyyden suhde raja-arvoon			
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Välttäminen (r_{behav})	Vaikutusalue (välttämiskäyttäytyminen)
	Hylje	Hylje	Hylkeet	Hylkeet
1	<100 m	<200 m	9,75 km	226 km ²
2	<100 m	275 m	8,1 km	172 km ²
3	<100 m	< 200 m	14,5 km	368 km ²
4	<100 m	< 200 m	19,1 km	737 km ²

Mallinnetut pahimman tapauksen vaikutusalueet hylkeiden käyttäytymisen välttämisreaktioille laskettiin ja esitetään kohdassa Kuva 4.2.



Kuva 4.2: Mallinnetut vaikutusalueet hylkeiden välttämiseksi (vihreä viiva) Hallan hankealueella ja sen ulkopuolella. Vedenalaisen melun mallintaminen perustuu pahimpaan mahdolliseen skenaarioon, kun asennetaan ristikkorakenteisia perustuksia 4x 8 metrin pienpaaluilla ja kaksinkertaisella suorkuplaverho-lievennysvaikutuksella.

4.2.2. Vaikutustenarviointi - kalat

Paalutuksesta aiheutuva vedenalainen melu on voimakasta, mutta se ei ole jatkuvaa ja rajoittuu vain tiettyyn ajanjaksoon, jolloin tuulivoimalan perustuksia rakennetaan. Hankealueelle asennetaan yhteensä maksimissaan 160 perustusta. Teoriassa perustusten asennus paalutuksella kestää noin 5,5 kuukautta (tehokasta työtä) ja paalutusta tehdään noin kuusi tuntia päivässä olettaen, että päivässä asennetaan yhdet perustukset, ilman taukoja. Käytännössä yksien perustusten asennuksen kokonaisaika on kuitenkin pidempi ja kestää noin 2 päivää. Kuusi tuntia päivässä yksille perustuksille ja 5,5 kuukautta kaikille perustuksille arvioivat vain paalutukseen kuluva aikaa, eikä arviossa oteta kantaa muihin perustusten asennukseen liittyviin rakennustöihin. Perustusten kokonaisasennusaika on yli 5,5 kuukautta. Lisäksi asennusaika voi olla pidempi esimerkiksi huonojen sääolosuhteiden vuoksi, jolloin paalutusta ei voida joka päivä tehdä. Paalutusmelun kesto on tästä huolimatta lyhytaikaista.

Paalutusmelu voi siis vaikuttaa kaloihin suhteellisen laajalla maantieteellisellä alueella, vaikkakin vain rajoitetun ajan. Tulokset osoittavat, että vaikutusetäisyys kalojen PTS:lle tai loukkaantumiselle on < 100 - 2350 metriä paalutustoiminnasta, kun taas vaikutusetäisyys kalojen TTS:lle on kalalajista riippuen jopa 11 - 23,7 kilometriä melulähteestä. Kalojen mätimunille ja poikasille voi aiheutua kudosaivourioita ja vammoja (kuolevuutta), jos ne altistuvat 207 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL_{cum} tai sitä suuremmille äänitasoille, ja mallinnus osoitti, että näin tapahtuu jopa 1,5 kilometrin etäisyydellä paalutuskohdeista (Taulukko 4.5).

Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun (PTS ja vamma) paineen pahimmat vaikutukset kohdistuvat siis yksilöihin paalutustoiminnan välittömässä läheisyydessä. Tämän lisäksi suurin osa kaloista pakenee kauemmas paineen lähteestä ja palaa, kun melu on lakannut, ja mahdollisesti kärsii vain ajan myötä palautuvasta väliaikaisesta kuulonalenemasta (Monroe, et al., 2015; Smith, et al., 2004). Myös kalanpoikaset ja mätimunat vahingoittuvat rajoitetulla alueella paalutuksen läheisyydessä.

Tällä hetkellä on hyvin vähän tietoa PTS:n ja TTS:n lyhyen ja pitkän aikavälin vaikutuksista kaloihin. Toisin kuin sisäelinten fysiologiset vauriot ja pahimmassa tapauksessa kuolleisuus, sekä pakenemiskäyttäytyminen että kuulovauriot liittyvät lajiin erityiseen herkkyyteen taajuuksille ja äänen voimakkuudelle. Olemassa olevan kirjallisuuden perusteella ei ole mahdollista arvioida, vaikuttaako pakenemiskäyttäytyminen tai TTS:stä toipumiseen kuluva aika kielteisesti kalayhteisöihin populaatiotasolla vai rajoittuuko vaikutus vain vaikutusalueelle tilapäisen kuulonaleneman ajaksi. Ei myöskään tiedetä, vaikuttavatko lyhytaikaisen TTS:n ja vedenalaisen melun aiheuttaman välttämisreaktion vaikutukset yksittäisten kalojen selviytymiseen ja lisääntymismenestykseen (Andersson et al., 2017). Ne voivat kuitenkin vaikuttaa kalojen kykyyn toimia normaalisti, mikä voi johtaa kunnon heikkenemiseen. Ei myöskään ole olemassa suoria kenttätutkimuksia, joissa selvitetäisiin, miten paalutusmelun kielteiset vaikutukset vaikuttavat lajiin populaatiotasolla (Popper et al., 2014; Skjellerup, et al., 2015).

Hallan hankealueen kalayhteisön herkkyys määräytyy sen perusteella, miten merkittävä alue on kalojen elinympäristönä (sekä kutu, ravinnonhankinta että vaellus) alueellisessa kontekstissa. Hallan hankealuetta käyttää vain pieni määrä lajeja, ja sen kalayhteisö on samanlainen kuin muilla Perämeren kohtalaisen syvillä merialueilla. Merituulivoimapaiston hankealueella on vähemmän lajeja kuin hankealueen itäpuolella sijaitsevilla matalammilla rannikkoalueilla. Kalojen runsaus tuulipuistohankkeen alueella näyttää olevan huomattavasti alhaisempi kuin rannikkoalueilla, kun verrataan saalista pyyntiponnistuksikköä kohti (Happo, et al., 2022) vastaaviin rannikkoalueilla tehtyihin tutkimuksiin, kuten Ådjer et al. (2006) ja Appelberg et al. (2003). Hankealue on sopimaton kutualue useimmille alueen kaloille ja epäoptimaalinen kutualue niille kaloille, jotka saattavat vielä kutea siellä, verrattuna paremmin soveltuviin kutualueisiin hankealueen ulkopuolella tai etelämpänä

suolaisemmissa vesissä. Hallan hankealueella tapahtuu kuitenkin rajallista kutemista, josta saadaan elinkelpoisia poikasia. Kutuun paremmin soveltuvat alueet sijaitsevat 3-5 km hankealueesta itään ja kauempana itään rannikkoympäristöissä, minne paalutuksen aiheuttama mätimunien ja poikasien vahingoittumisalue ei ylety. Hankealueen kautta vaeltaa useita kaloja, kuten lohi, siika, kuore ja muikku. Aikuiset yksilöt ovat liikkuvampia ja vähemmän herkkiä melulle, ja vaelluskalojen tiheys TTS-, PTS- ja kuolleisuusetäisyydellä ei todennäköisesti ole kovin suuri. Hankealueen sijainti avomerellä tarkoittaa, että melu ei ole esteenä vaeltaville kaloille, jotka voivat ohittaa hankealueen lähempänä rannikkoa tai kauempana merellä. Kalojen yleinen herkkyys paalutuksen aiheuttamalle vedenalaiselle melulle merituulivoimapuiston hankealueella arvioidaan sen vuoksi pieneksi.

Paalutuksen kaloihin kohdistuvien vaikutusten suuruus ja laajuus määräytyvät alueella oleviin mätimuniin, poikasiin ja kaloihin kohdistuvien suorien vaikutusten perusteella.

PTS:n tai kuolleisuuden riski kaloille nähdään merkityksettömänä lyhyiden vaikutusetäisyyksien (< 100–2350 metriä) vuoksi ja kun käytetään pehmeää käynnistys-/voimistusmenettelyä, joka antaa kaloille aikaa siirtyä vaikutusetäisyyden ulkopuolelle. Munat ja poikaset eivät liiku, mutta paalutusmelun munille ja poikasille aiheuttama vahinkoa aiheuttava vaikutusetäisyys on lyhyempi (1500 m) kuin paikallaan olevien kalojen pahimmassa tapauksessa (2350 m). Lisäksi mätimunien ja poikasien luonnollinen kuolleisuus on erittäin suuri luonnollisissa ympäristöissä. Hallan hankealueella mahdollisesti tapahtuvasta vähäisestä kutemisesta peräisin olevien kalojen mätimunien ja kalanpoikasten eloonjäämismahdollisuudet ovat luonnollisissa olosuhteissa huonommat kuin paremmin soveltuvilla kutualueilla, vaikka joitain yksilöitä todennäköisesti selviytyykin. Vaikka munien ja kalanpoikasten kuolleisuus lähellä paalutuksen aikaista paineen lähdeä voi aiheuttaa jonkin verran rekrytoinnin menetystä, tätä pidetään vähäisenä eikä sillä odoteta olevan merkittäviä vaikutuksia populaation tasolla. Matalat alueet, jotka sijaitsevat 3-5 km Hallan hankealueesta itään, ja rannikkoympäristöt kauempana idässä ovat sopivampia kutualueita useimmille alueen lajeille, mutta ne sijaitsevat mätimunien ja poikasien kannalta potentiaalisen vauriokynnyksen (jopa 1,5 km) ulkopuolella. Paalutuksen vaikutus muniin ja kalanpoikasiin on siis kohtalaisen negatiivinen, koska se voi vaikuttaa negatiivisesti alueen kutemisen onnistuneeseen lopputulokseen. Tosiasiallisen kutemisen määrä alueella on kuitenkin pieni vaikutusalueen ulkopuolisiin alueisiin verrattuna.

Lähellä paalutuksen lähdeä, jossa vedenalainen melu on korkea, mutta ei silti alueella, jossa kalat kärsivät vammoista, paine laukaisee välttämisyreaktion, jolloin nuoret ja aikuiset kalat pakenevat painetta ja mahdollisesti kärsivät väliaikaisesta kuulonalenemasta. Tämä vaikutus on tilapäinen, ja pakenevat kalat voivat siirtyä hankealueen kaltaisiin elinympäristöihin sen välittömässä läheisyydessä. Kalat hyödyntävät Hallan hankealuetta kohtalaisesti muihin merialueisiin verrattuna, mutta vain vähän rannikkoalueisiin verrattuna. Ympäröivien alueiden luontotyytit tukevat samojen lajien elämää, useimmissa tapauksissa suuremmalla tiheydellä kuin hankealueella. Alueen kautta vaeltavat kalat voivat kokea vähäisiä häiriöitä vaelluksessaan, mikä ei todennäköisesti ole niille ongelma, koska kalat voivat tiettyinä päivinä vaeltaa melun vaikutusalueen ympäri ja silti päästä määränpäähensä. Paalutuksen vaikutus kaloihin PTS-alueen ulkopuolella, mutta TTS-alueen sisällä, arvioidaan näin ollen pieneksi negatiiviseksi.

Edellä esitetyn perusteella paalutuksen kaloihin kohdistuvan vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan kohtalaisen negatiiviseksi, koska TTS:n vaikutusetäisyydet ovat suhteellisen pitkiä ja koska kalat, mätimunat ja kalanpoikaset voivat saada vammoja melulähteen lähellä hankealueella, vaikka menetykset ovatkin alueellisesti katsottuna vähäisiä.

Kaiken kaikkiaan Hallan hankealueen paalutuksesta aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset arvioidaan pieniksi kalojen kannalta, koska kalojen yleinen herkkyys hankealueella on vähäinen ja

vaikutuksen negatiivisuuden koko ja laajuus ovat kohtalaisia. Seuraukset ovat väliaikaisia eivätkä vaikuta kalakantoihin pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.7).

Taulukko 4.7: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun kaloille aiheuttamien vaikutusten arviointi Hallan merituulivoimapuiston alueella.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus - kalat	Pieni	Kohtalainen negatiivinen	Pieni

4.2.3. Vaikutustenarviointi - hylkeet

Peittymistä tapahtuu, kun ääni- tai melusignaali poistaa tai vähentää eläimen kykyä havaita tai tunnistaa muita ääniä, kuten viestintäsignaaleja, kaikuluotausääniä, petojen ja saaliseläinten signaaleja sekä ympäristön signaaleja. Peittyminen riippuu signaalin ja melun spektrisistä ja ajallisista ominaisuuksista. (Erbe, et al., 2019). Äänen käsittely nisäkkäiden korvassa tapahtuu sarjassa kaistanpäästösuodattimia (Patterson, 1974), joita merinisäkkäiden tapauksessa voisi parhaiten kuvata terssin kaistasuodattimina (Lemonds, et al., 2011). Signaalien peittymistä voi siis tapahtua, jos kyseisen signaalin ja vedenalaisen melun taajuus ovat päällekkäisiä.

Useilla merinisäksälajeilla on kuvattu kompensatiomekanismeja, joiden avulla ne pystyvät selviämään viestintäsignaalien peittymisestä, joko lisäämällä oman signaalinsa amplitudia (esim. kutsumalla kovempaa) tai siirtämällä signaalin taajuutta (Holt, et al., 2009; Parks, et al., 2011). Peittymisestä voidaan myös selvittää lisäämällä kutsun kestoa tai nopeutta, jolloin signaalin havaitseminen on todennäköisempää, tai odottamalla, että melu lakkaa (Brumm & Slabbekoorn, 2005).

Vedenalaiset signaalit ovat erityisen tärkeitä hylkeiden soidin- ja parittelukäyttäytymisessä (Van Parijs, 2003). Hylkeiden viestintäsignaalit ovat matalataajuusalueella, ja paalutusmelun aiheuttama peittyminen voi olla mahdollista. Kirjohylkeet ja harmaahylkeet kuitenkin ääntelevät parittelun yhteydessä, ja se tapahtuu lähellä maallensuupaikkoja. Näin ollen paalutus lähellä hylkeen pesäpaikkaa voi peittää viestintäsignaalit, kun taas kaukana merellä tapahtuva paalutus ei todennäköisesti häiritse merkittävästi viestintää parittelunäytösten aikana (Tougaard & Mikaelson, 2018).

Mallinnustulokset osoittavat, että jos hylkeet ovat alle 100 metrin etäisyydellä paalutuspaikasta, kun paalutus suoritetaan DBBC:tä vastaavalla melunvaimennusjärjestelmällä ja pehmeällä käynnistys- ja voimistusvaiheella, myös ne voivat altistua PTS:lle, kun taas alle 275 metrin etäisyydellä paalutuspaikasta olevat hylkeet voivat altistua TTS:lle. Hyvin lyhyiden vaikutusetäisyyksien vuoksi TTS:n tai PTS:n riski hylkeille on hyvin rajallinen TTS:n tapauksessa ja lähes olematon PTS:n tapauksessa.

Paalutusmelulle altistuvien hylkeiden välttämiskäyttäytymistä ja vaikutusalueita on käsitelty vain muutamissa tutkimuksissa. Kun The Washissa Kaakkois-Englannissa vuonna 2012 rakennettiin merituulivoimapuistoja, kirjohylkeet varustettiin satelliittilähettimillä. Tulokset osoittivat, että hylkeiden alueen käyttö (runsas) väheni merkittävästi 25 kilometrin etäisyydellä paalutuspaikasta paalutuksen aikana, kun paalutuksen vaikutuksia ei lievennetty, ja 25 kilometrin etäisyydellä tuulipuiston keskustasta käyttö väheni 19-83 prosenttia verrattuna paalutustaukoihin (Russell, et al., 2016). Tulosten perusteella Russell et al. (2016) esittivät, että kirjohylkeiden reaktioetäisyys rajoittamattomaan paalutukseen oli verrattavissa pyöriäisten reaktioetäisyyteen. Toisaalta Blackwell et al. (2004) tutki norppien reaktioita paalutukseen liittyen tekosaaren perustamiseen arktiselle alueelle, ja havaitsi, että ne reagoivat meluun vain vähän. Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta

aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset (19,1 kilometriä tämänhetkisessä mallinnuksessa). Vaikutusalueella voi esiintyä sekä norppia että harmaahylkeitä, mutta etäisyys lähimpään harmaahylkeiden maallenousupaikkaan on yli 20 km hankealueesta eikä vedenalaisen melun vaikutusalueutta pidetä erityisen tärkeänä alueena harmaahylkeille. Norpat saattavat käyttää vedenalaisen melun vaikutusalueutta ravinnonhankintaan, mutta aluetta ei kuitenkaan pidetä erityisen tärkeänä norppien ruokailualueena. Hankealueella esiintyy todennäköisesti myös lisääntyviä norppia talvella, jos jääpeite on riittävä. Perustusten asentamisen ei kuitenkaan odoteta olevan mahdollista ajanjaksoina, jolloin hankealueelle on muodostunut merijäätä ja siten myöskään häiriötä norpille ei aiheudu. Riski sille, että hylkeet kärsisivät PTS:stä tai TTS:stä, arvioidaan erittäin lyhyiden vaikutusetäisyyksien (alle 100 metriä PTS:lle ja TTS:lle ja enintään 275 metriä TTS:lle) vuoksi olemattomaksi.

Vedenalaisen melun aiheuttamat käyttäytymisreaktiot voivat vaihdella aktiivisuustason pienistä muutoksista pakoreaktioihin, joissa yksilöt välttävät aluetta kokonaan. Hylkeiden herkkyyttä käyttäytymisvaikutuksille arvioidaan kohtalaiseksi, koska on odotettavissa, että hylkeet välttelevät vaikutusalueutta jossain määrin. Vaikutusalue on päällekkäinen molempien hyljelajien ruokailualueen ja talvella todennäköisesti norppien lisääntymisalueen kanssa. Aluetta ei kuitenkaan pidetä tärkeänä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille. Lisäksi paalutusta ei tehdä talvella, jolloin pesivät norpat ovat haavoittuvimmillaan.

Hankealueelle asennetaan yhteensä maksimissaan 160 perustusta. Kuten kalojen vaikutusarvioinnissa osassa 4.2.2 mainittiin, teoriassa perustusten asennuskausi paalutuksella kestää noin 5,5 kuukautta (tehokasta työtä) ja paalutusta tehdään noin kuusi tuntia päivässä olettaen, että päivässä asennetaan yhdet perustukset, ilman taukoja. Käytännössä yksien perustusten asennuksen kokonaisaika on kuitenkin pidempi ja kestää noin 2 päivää. Kuusi tuntia päivässä yksille perustuksille ja 5,5 kuukautta kaikille perustuksille arvioivat vain paalutukseen kuluva aika, eikä arviossa oteta kantaa muihin perustuksen asennukseen liittyviin rakennustöihin. Perustusten kokonaisasennusaika on yli 5,5 kuukautta. Lisäksi asennusaika voi olla pidempi esimerkiksi huonojen sääolosuhteiden vuoksi, jolloin paalutusta ei voida joka päivä tehdä. Tilapäinen elinympäristön menetys on kuitenkin lyhytaikaista, sillä hylkeet voivat palata alueelle, kun perustusten asennus on saatu päätökseen.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska kyseessä on pieni osuus hylkeiden koko elinalueesta ja vaikutus siihen on tilapäinen, eli vaikka vaikutusmatkat ovat suhteellisen pitkiä (19,1 km), käyttäytymisen välttämismisteiden esiintymisen todennäköisyys on pieni. Molempien hyljelajien välttämismisteiot (ja väliaikainen elinympäristön menetys) ovat lyhytaikaisia, ja hylkeiden odotetaan palaavan alueelle muutaman päivän kuluttua asennuksen päättymisestä. Kaiken kaikkiaan Hallan merituulivoimapuiston hankealueella paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä hylkeille, eikä se vaikuta hyljekantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.8).

Taulukko 4.8: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun hylkeille aiheuttamien vaikutusten arviointi Hallan merituulivoimapuiston alueella.

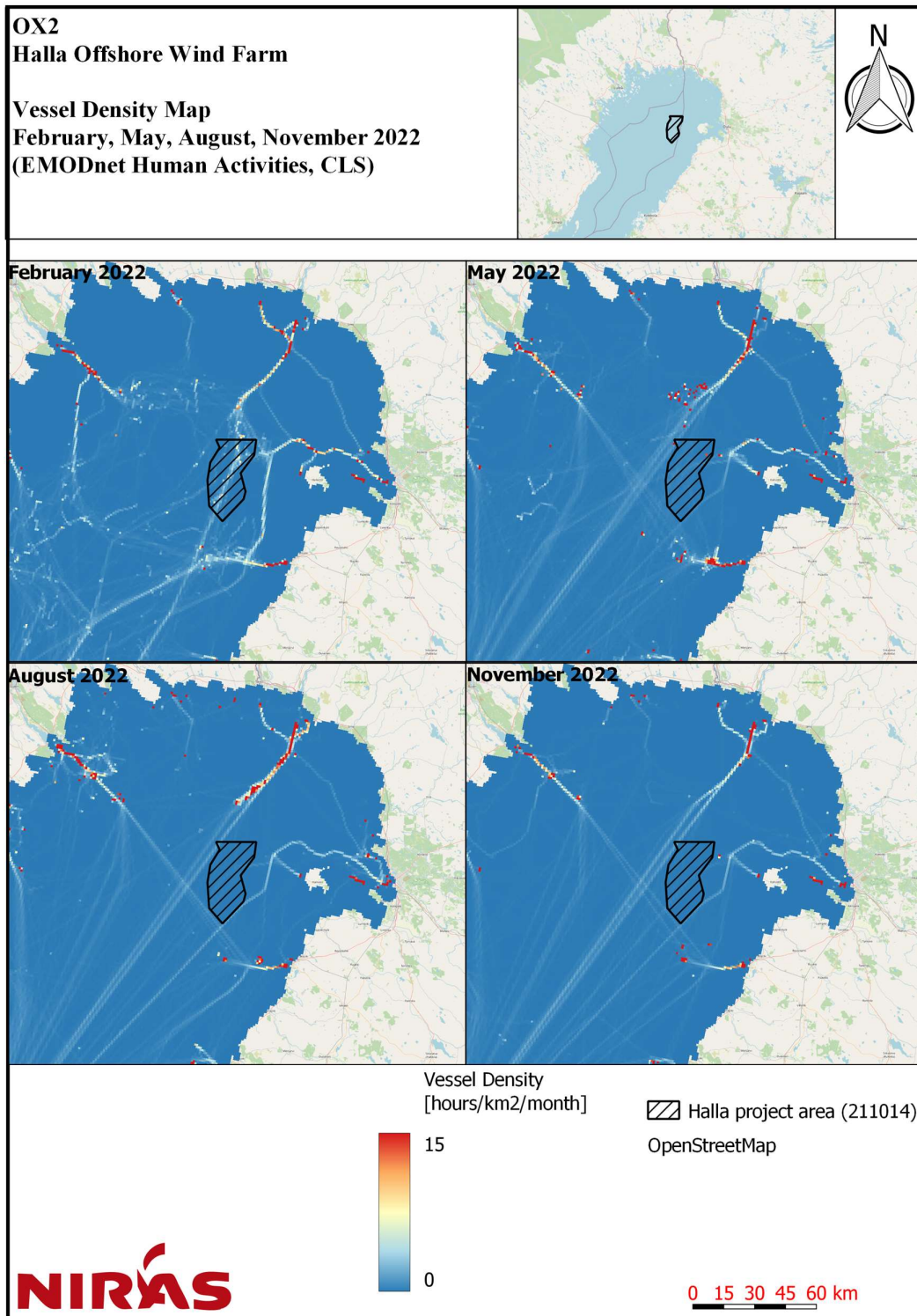
Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus	Kohtalainen	Pieni negatiivinen	Pieni

4.3. Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu

Noin 75 prosenttia ihmisen aiheuttamasta vedenalaisesta melusta aiheutuu laivoista (ICES, 2005). Laivojen melun epäillään aiheuttaneen noin 12 dB:n nousun valtamerten ympäristömelutasossa 1900-luvun jälkipuolella (Hildebrand, 2009). Tuulivoimapuiston rakentamisen ja operatiivisen kunnossapidon aikana Hallan merituulivoimapuiston hankealueella ja sen läheisyydessä on odotettavissa sekä pienten että suurten alusten laivaliikenteen kasvua. Vedenalaisen melun leviäminen ympäröivään veteen riippuu vedenalaisen melun taajuudesta, ympäröivästä ympäristöstä (esim. lämpötila, suolapitoisuus ja syvyys) ja muista tekijöistä, kuten käyttönopeudesta, aluksen koosta, lastista jne. (Wisniewska, et al., 2016; Erbe, et al., 2019; Urlick, 1983)

Alueella odotetaan käytettävän sekä pieniä ja nopeita veneitä että suurempia, hitaammin liikkuvia aluksia. Pienempien veneiden aiheuttaman vedenalaisen melun melutaso on 130-160 dB re 1 μ Pa@1 metri (Erbe, 2013; Erbe, et al., 2016), kun taas suurempien alusten aiheuttama vedenalainen melutaso on jopa 200 dB re 1 μ Pa@1 metri (Erbe & Farmer, 2000; Simard, et al., 2016; Gassmann, et al., 2017). Tutkimukset osoittavat, että vedenalainen melutaso nousee, kun alus manööveröi, esimerkiksi kun alus kulkee taaksepäin tai kun aluksen pitämiseksi tietyssä asennossa käytetään työntömoottoreita (Thiele, 1988). Tuoreessa tutkimuksessa mitattiin useiden erityyppisten alusten aiheuttamaa vedenalaista melua. Tutkimuksessa todettiin, että taajuuspitoisuus oli laajakaistainen 0,025-160 kHz:n taajuusalueella, jolla sillä voi mahdollisesti olla negatiivinen vaikutus kaloihin ja merinisäkkäisiin (Hermannsen, et al., 2014).

Hallan tuulivoimapuiston hankealueella esiintyy laivaliikennettä (Kuva 4.3), ja siksi alueen odotetaan jo nyt altistuvan matalataajuuksiselle laivamelulle. BIAS-hankkeesta saatujen tietojen perusteella 500 Hz:n taajuusalueella mitatun vedenalaisen melutason arvioidaan olevan yli 80–95 dB re 1 μ Pa Hallan hankealueen keskeisissä osissa (50 % ajasta), erityisesti talvikaudella, jolloin äänellä on taipumus kulkea pidemmälle kuin kesäkaudella. Lisätietoja löytyy vedenalaisesta meluraportista (NIRAS, 2023).



Kuva 4.3: Alustiheyskartta vuodelta 2022 EMODnetistä CLS:n AIS-tietojen perusteella. . Alustiheys vaihtelee 0...15 tuntia/neliökilometri/kuukausi.

4.3.1. Vaikutustenarviointi – kalat

Pohjakalalajit, joilla on tai ei ole uimarakkuloita mutta ei erikoistuneita kuuloelimiä, kuulevat taajuuksia, jotka vaihtelevat <20 Hz:n ja 500 Hz:n välillä (Sand & Karlsen, 2000; Chapman & Hawkins, 1973), kun taas lajit, joilla on erikoistuneet kuuloelimet (kuulospesialistit), kuten pelagiset lajit kilohaili ja silakka, kuulevat myös korkeamman taajuuden ääniä (jopa 8 kHz:n taajuudet) (Enger, 1967; Sand & Karlsen, 2000). Näin ollen melun yleiset taajuustasot, joilla kalat kuulevat parhaiten, vastaavat veneiden ja laivojen tuottaman melun taajuusaluutta.

Vaikka yleiset melutasot esimerkiksi rakennus- ja huoltoalusten vedenalaisen melulähteen läheisyydessä ovat tasolla, joka saattaa aiheuttaa useimmissa kaloissa käyttäytymisreaktion, kuten siirtymisen pois aluksen luota (Nedwell et al., 2007), näyttää siltä, että vain suuremmat alukset, joita merituulivoimapuiston huoltoon ei ole tarkoitus käyttää, aiheuttavat melutasoja (> 185 dB), jotka voivat tilapäisesti aiheuttaa kuulonalenemaa. Rakennus- ja huoltoalusten aiheuttama vedenalainen melu voi siis vaikuttaa kaloihin, mutta alusten aiheuttaman melun vaikutuksesta useimmat kalat pakenevat pois aluksesta tai muuttavat käyttäytymistään tilapäisesti (Ivanova, et al., 2017) ja vain pahimmassa tapauksessa hyvin lähellä melulähdettä (metrin säteellä) oleville yksilöille aiheutuu tilapäistä kuulonalenemaa/menettämistä, joka kestää muutaman viikon (Webb, et al., 2008).

Hallan merituulivoimapuiston hankealue on päällekkäinen Perämeren laivaliikenneväylien kanssa. Alue altistuu siis jo nyt vedenalaista melua aiheuttavalle säännölliselle alusliikenteelle, ja alueella olevat kalat ovat todennäköisesti jo mukautuneet tiettyyn määrään vedenalaista melua. Kalat käyttävät Halla-hankkeen aluetta kohtalaisesti, ja sekä pelagisten että pohjakalojen herkkyys laivaliikenteestä aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan merkityksettömäksi, koska käyttäytymisreaktiot tapahtuvat lähellä alusta. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.9).

Taulukko 4.9: Hallan merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

4.3.2. Vaikutustenarviointi - hylkeet

Laivojen melun aiheuttamien negatiivisten vaikutusten laajuus riippuu käytettyjen alusten tyypistä ja lukumäärästä. On vain vähän tietoa siitä, miten laivojen melu vaikuttaa hylkeisiin. Koska tietämys siitä, miten laivamelu vaikuttaa hylkeisiin, on rajallista, ei ole yksimielisyyttä siitä, miten laivamelun vaikutus tulisi kvantifioida (Erbe, et al., 2019). Suurin vaikutus laivamelulla on kuitenkin todennäköisesti hylkeiden käyttäytymiseen. Se voi esimerkiksi aiheuttaa muutoksia niiden ravinnonhankintamallissa alusten läheisyydessä (Richardson, et al., 1995; Wisniewska, et al., 2016).

Hylkeiden herkkyys laivamelulle arvioidaan pieneksi, koska lisääntyvän laivaliikenteen vaikutus käyttäytymiseen tulee olemaan rajallinen ja hyvin lyhytkestoinen. Alue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska käyttäytymisreaktioiden odotetaan tapahtuvan vain aluksen välittömässä läheisyydessä. Myös se tulee pitää mielessä, että hankealueella esiintyy jo nyt laivaliikennettä. Rakentamiseen ja operatiiviseen kunnossapitoon liittyvän laivaliikenteen lisävaikutus arvioidaan näin ollen vaatimattomaksi. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille

Hallan merituulivoimapuiston hankealueella arvioidaan vähäisiksi, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.10).

Taulukko 4.10: Hallan merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

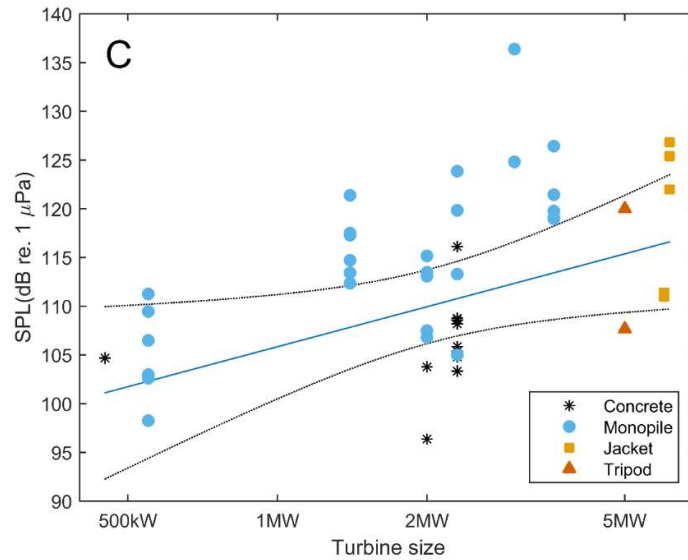
Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Pieni negatiivinen	Vähäinen

5. Vaikutusten arviointi - Vedenalainen melu toiminnan aikana

Merituulivoimaloiden aiheuttama vedenalainen melu tulee pääasiassa kahdesta lähteestä: koneiston (vaihteiston jne.) mekaanisesta tärinästä, joka välittyy tornia pitkin ja säteilee ympäröivään veteen; ja tuulipuiston huoltoveneiden aiheuttamasta vedenalaisesta melusta.

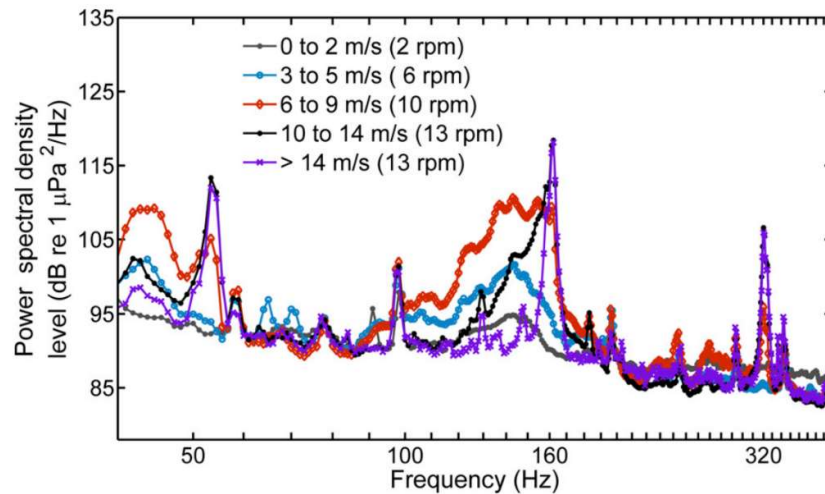
5.1. Toimintamelu

Tougaardin (2014) laatimassa katsauksessa esitellään nykyisten toiminnassa olevien tuulivoimaloiden vedenalaisen melun mittauksia, joissa mitattuja vedenalaisen melun tasoja arvioidaan tuulennopeuden ja voimalan koon funktiona. Junttapaalujen osalta tarkastelussa otetaan huomioon 0,55 MW - 3,6 MW:n turbiinien mittaukset. Muista perustustyypeistä (painovoimainen, ristikkorakenteinen ja kolmijalka) on saatavilla vain yksittäisiä mittauksia. Koska toiminnan aikana säteilevä vedenalainen melu riippuu säteilevästä rakenteesta (perustuksesta), sen muodolla, materiaalilla ja koolla on merkitystä. Myös turbiinitekniikat (suorakäyttölaitteisto tai vaihteisto) vaikuttavat toiminnasta säteilevään vedenlaiseen meluun. Tällaisia eroja ei kuitenkaan pystytä selvittämään käytettävissä olevien rajallisten operatiivisten melutietojen perusteella. Sen vuoksi Tougaardin et al. (2020) ehdottamaan trendiviivaan, jossa ei oteta huomioon perustuksen tyyppiä tai kokoa, tulee suhtautua varovaisesti (Kuva 5.1). Trendiviiva osoittaa riippuvuutta koosta, sillä lähteen taso kasvaa 14 dB:llä turbiinin nimelliskapasiteetin 10-kertaista kasvua kohti (Tougaard, et al., 2020).



Kuva 5.1: Mitatun laajakaistaisen toiminnanaikaisen melun ja turbiinin koon välinen suhde, joka on koottu saatavilla olevista kirjallisuuslähteistä. Mittaukset on normalisoitu 100 metrin etäisyydelle turbiinin perustasta ja 10 m/s tuulennopeuteen. Lähde Tougaard et al. (2020).

Kaikki turbiinimelun mittaukset osoittavat, että melu rajoittuu kokonaan mataliin taajuuksiin, alle muutamaan kHz:iin, ja sen huippuenergia on joitain satoja Hz:iä. Kuva 5.2 esittää yhden tyypillisen keskikokoisen turbiinin spektrin, jossa spektrissä näkyy selviä piikkejä 160 Hz:n ja 320 Hz:n 10 Hz:n taajuusalueilla.



Kuva 5.2: Esimerkki keskikokoisen turbiinin (3,6 MW, Gunfleet Sands) taajuusspektreistä eri tuulennopeuksilla. Tasot on ilmoitettu 10 Hz:n välein. Mittaukset tehtiin noin 50 metrin päässä turbiinista. Mitat alkaen.

Vaikka Hallan merituulivoimapuiston turbiinien tyyppiin ja kokoon liittyy epävarmuustekijöitä, pidetään todennäköisenä, että turbiinien melu on verrattavissa muista turbiineista mitattuun meluun. Siihen olisi kuitenkin suhtauduttava varovaisesti. Kuva 5.1:n perusteella on syytä mainita joitakin huomioita. Ensinnäkin on havaittu, että mitatut äänitasot vaihtelevat huomattavasti, jopa 20 dB, samantyyppisellä perustuksella sijaitsevien yksittäisten turbiinikokojen välillä. Toiseksi, kaikkien

datapisteiden parasta osuvuutta edustavaa trendiviivaa (sininen) ei ole arvioitu siten, että se sopisi tarkasti minkään tietyn turbiinikoon kanssa. Tämä asettaa haasteen lähdetasojen luotettavalle ennustamiselle katettujen turbiinien kokoluokassa (Kuva 5.1) ja vielä suuremmassa määrin turbiinien kokoluokassa tämän kokoluokan ulkopuolella. Hallan merituulivoimapuiston turbiinikokojen odotetaan olevan 15 MW–25 MW. Tämä merkitsisi 5–6-kertaista lisäystä verrattuna junntapaaluista saatavilla oleviin empiirisiin tietoihin. Kun otetaan huomioon empiirisissä tiedoissa esiintyvät epävarmuustekijät, minkä tahansa näin suuren ekstrapoloinnin katsotaan antavan hyvin epävarman lähdetason ennusteen.

Toinen epävarmuustekijä ennusteissa on turbiinityyppi. Yhtä lukuun ottamatta kaikki turbiinit, joista on saatavilla mittaustuloksia, käyttävät vaihteistoa, joka on tärkein säteilevän melun lähde. Saatavilla on ainoastaan yksi mittaustulos suorakäyttöisestä turbiinista (Haliade 150, 6 MW), joita asennetaan yhä useammin uusiin hankkeisiin. Rajalliset tiedot viittaavat siihen, että suorakäyttöisen turbiinin melutasot ovat luonteeltaan laajakaistaisempia kuin vaihteistolla varustettujen turbiinityyppien.

Kaikista edellä mainituista epävarmuustekijöistä huolimatta seuraavassa lasketaan TTS-kynnyskriteerit, jotka perustuvat siniseen trendiviivaan (Kuva 5.1) sekä Tougaardin et al. (2020) esittämiin skaalaus- ja taajuuslaskelmiin. On pidettävä mielessä, että arvioituun vaikutusalueeseen liittyy huomattavia epävarmuustekijöitä, koska tällaista laskentaa tukevaa tieteellistä tietoa ei ole saatavilla.

Sinisen trendiviivan ekstrapoloinnin perusteella 20 MW:n turbiinin äänitaso 100 metrin etäisyydellä olisi $SPL_{rms} = 124 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$. Ensimmäinen taajuus olisi ~160 Hz ja toissijainen taajuus 320 Hz, noin 10 dB ensisijaista taajuutta alempana. (Tougaard, et al., 2020)

Varovainen lähestymistapa asettaisi painottamattoman 160 Hz:n tasolle $SPL_{rms} = 125.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$ ja 320 Hz:n tasolle $SPL_{rms} = 115.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$.

Hylkeet eivät kuitenkaan kuule yhtä hyvin kaikkia taajuuksia, ja hylkeiden kuulokäyrän huomioon ottaminen johtaisi siihen, että äänitasot (yhdestä toimivasta turbiinista, hylkeen kokemina) olisivat:

- @160Hz, 100 m etäisyys: $SPL_{rms,PW} = 105.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$
- @320Hz, 100 m etäisyys: $SPL_{rms,PW} = 100.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$
- "Laajakaista", 100 m etäisyys: $SPL_{rms,PW} = 106.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$

Kirjallisuudessa ei tällä hetkellä ole esitetty mitään käyttäytymiskynnystä hylkeiden osalta, joten 100 metrin päässä olevaa äänitasoa ei voida verrata käyttäytymiskynnykseen. Jos kuitenkin lasketaan 24 tunnin kumulatiivinen meluannos hylkeelle, joka sijaitsee 100 metrin etäisyydellä tuulipuistoalueella sijaitsevasta turbiiniperustuksesta, saadaan tulokseksi kumulatiivinen meluallistustaso, $SEL_{cum,24h,PCW} = 116.4 + 10 \cdot \log_{10}(86400) \approx 155.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Kun hylkeen TTS:n alkamisen kynnyksarvo jatkuvassa melussa on $SEL_{cum,24h,PW} = 183 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$, vaikutus 24 tunnin aikana on 27,6 dB pienempi kuin TTS:n alkamiskriteeri. Kun TTS-kynnyskriteeriin on 27,6 dB:n marginaali, kuulovaurioiden syntyminen on epätodennäköistä.

Useimmat kalat havaitsevat äänet infraäänien (< 20 Hz) taajuusalueelta muutamaan sataan Hz:iin asti (esim. lohi, kuha ja turska), kun taas muut kalalajit, joilla on sisäkorvaan liittyviä kaasutäytteisiä rakenteita (esim. silakka), havaitsevat äänet jopa muutamaan kHz:iin asti. Kalojen päätaajuuskuuloalue on siis päällekkäinen toiminnassa olevien tuuliturbiinien tuottamien taajuuksien kanssa (alle muutama sata Hz). Ei ole olemassa tutkimuksia, joissa määriteltäisiin kalojen käyttäytymisen reaktiokynnys jatkuville melulähteille, ja tällaisten melulähteiden aiheuttamaa TTS:ää koskeva tieteellinen tieto on hyvin vähäistä. Ainoat tutkimukset, joissa on saatu TTS-kynnyksarvo kaloille, ovat peräisin kultakaloilla tehdyistä kokeista. Kultakala on makean veden kuulospesialisti, jolla on kaikista kalalajeista herkin

kuulo. Hallan hankealueella yleisin kalalaji on silakka, jonka jälkeen tulevat simppe, kuore, kiiski ja siika. Kaikilla näillä lajeilla on vähemmän herkkä kuulo kuin kultakalalla (Popper, et al., 2014), ja kultakalan kynnysarvon käyttäminen johtaa vaikutusten yliarviointiin. Empiiriset tiedot useista kalalajeista, joilla ei ole yhteyttä sisäkorvan ja kaasutäytteen uimarakon välillä, eivät osoita TTS:ää seurauksena pitkäaikaisesta jatkuvasta meluallistuksesta (Popper, et al., 2014). Wysockin ym. (2007) tekemässä tutkimuksessa kirjolohi, joka altistui vesiviljelylaitoksessa yhdeksän kuukauden ajan lisääntyneelle jatkuvalla melulle (jopa 150 dB re 1 μ Pa rms), ei osoittanut kuulonalenemaa eikä mitään kielteisiä terveysvaikutuksia. Näin ollen on arvioitu, että TTS:ää ei todennäköisesti esiinny toiminnassa olevan merituulivoimapuiston vuoksi.

5.1.1. Vaikutustenarviointi, kalat

Käyttömelun luonteen ja voimakkuuden vuoksi on todennäköistä, että äänille herkkät pelagiset kalat, kuten sillikalat (kilohaili ja silakka), sekä ääniherkkyydeltään keskitasoiset kalat kuulevat (havaitsevat) sen jopa muutaman sadan metrin etäisyydeltä lähteestä. Pohjakalat, joilla on vain pieni uimarakko tai ei lainkaan uimarakkoa, kuten simppe (Cottidae) jne., havaitsevat tuulivoimalamelun vain lyhyillä etäisyyksillä <50 metriä (DFU, 2000).

Vaikka sekä pelagiset että bentaaliset kalalajit voivat kuulla tuulivoimaloiden mekaanisista komponenteista aiheutuvia vedenalaisia ääniä, ei ole mitään viitteitä siitä, että ne osoittaisivat käyttäytymisreaktioita ja pakenisivat tai siirtyisivät pois alueelta. Päinvastoin, kalojen esiintymistä toiminnassa olevien turbiinien läheisyydessä on tutkittu Horns Rev 1 -merituulivoimapuistossa. Seitsemän vuotta perustamisen jälkeen merituulivoimapuistossa havaittiin tuulivoimaloiden lähellä enemmän kalalajeja ja yksilöitä verrattuna läheiseen viitealueeseen (Stenberg et al., 2011), mahdollisesti johtuen voimaloiden perustusten tarjoamista hyvistä ruokinta- ja piilopaikkamahdollisuuksista.

Mahdollista tottumista tuulivoimaloiden toiminta-ääniin tukevat tutkimukset, jotka tehtiin Nystedin ja Horns Revin merituulivoimapuistoissa. Näissä tuulivoimaloiden perustusten läheisyydessä havaittiin suuri määrä kalalajeja, mukaan lukien tiheitä seitsenruototokko-, simppe-, kivihuulikala-, mustatokko- ja turskaparvia (Stenberg et al., 2011) (Hvidt et al., 2006). Hiljattain tehdyssä tutkimuksessa Borssele 1:n ja 2:n 8 MW:n turbiineista koostuvaan merituulivoimapuistoon asennettiin (vuonna 2020) keinotekoisia riuttarakenteita, joilla luotiin sopivia elinympäristöjä ja ruokailupaikkoja sekä nuorille että aikuisille turskille. Akustisen telemetrian ja akustisten tunnisteiden avulla seurattiin 45 turskan käyttäytymistä. Alustavat analyysit osoittavat, että riutta houkuttelee turskaa ja se pysyttelee mielellään sen läheisyydessä (<https://phys.org/news/2023-04-cod-artificial-reef-farm.html>, 2023).

Vedenalainen voimalamelu ei ole niin korkea, että sillä olisi vaikutusta kalojen varhaiseen elämänvaiheeseen (kalan mätimunat ja poikaset), joten tuulipuiston toiminnan aiheuttama vedenalainen melu ei vaikuta varhaiseen elämänvaiheeseen.

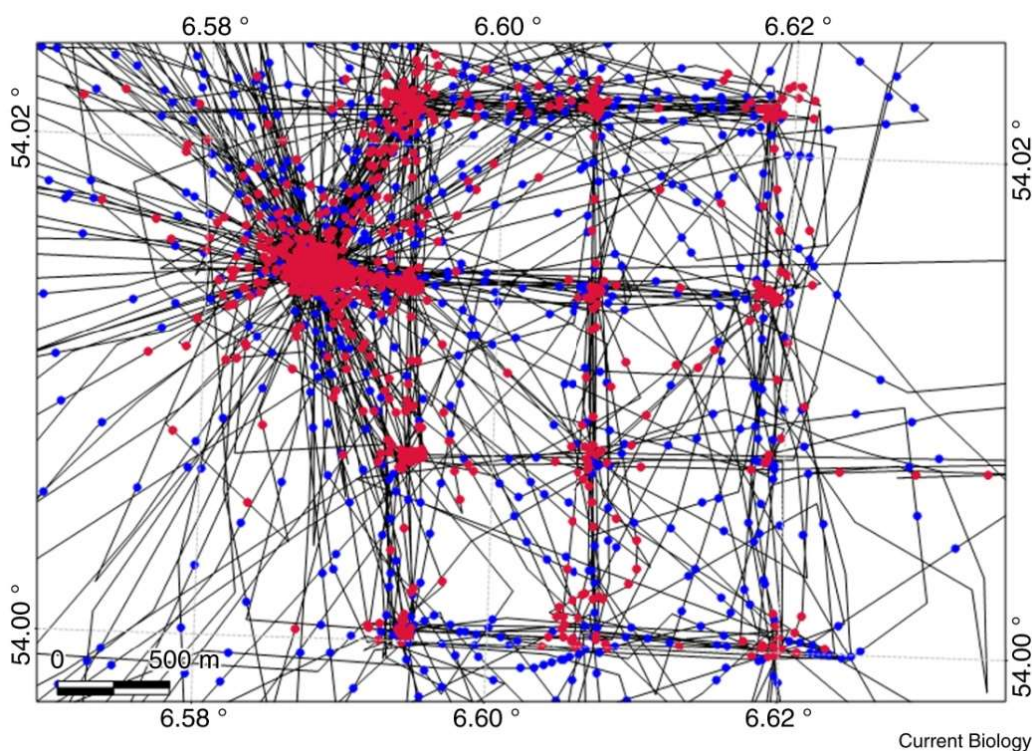
Sekä pelagiset että pohjakalat voivat todennäköisesti kuulla tuulivoimaloiden mekaanisten komponenttien toiminnan aiheuttaman vedenalaisen melun, mutta se ei näytä vaikuttavan niihin merkittävästi. Näin ollen sekä pelagisten että bentaalisten kalojen herkkyys vedenalaiselle melulle luokitellaan pieneksi. Koska ei ole viitteitä siitä, että käytössä olevien voimaloiden läheisyydessä elävät kalayhteisöt eroavaisivat ympäröivän alueen yhteisöistä, vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan merkityksettömäksi. Kaiken kaikkiaan voimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kalakantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 5.1).

Taulukko 5.1: Hallan merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

5.1.2. Vaikutustenarviointi – hylkeet

Oletus on, että hylkeet pystyvät kuulemaan toimintamelun muutaman kilometrin päähän hiljaisissa olosuhteissa. Koska hankealueen ympäristömelun odotetaan kuitenkin olevan suhteellisen suurta meriliikenteen vuoksi, se arvioidaan rajoittavaksi tekijäksi matalalla taajuusalueella. Lisäksi hylkeet sietävät suhteellisen hyvin toiminnassa olevien tuulipuistojen aiheuttamaa vedenalaista melua (Kastelein, 2011; Southall, et al., 2019). Norppien reagointia tuulivoimaloiden toimintaan liittyvään meluun ei ole tutkittu. Suhteellisen tuore tutkimus, jossa saksalaisessa Alpha Ventus -merituulivoimapuistossa (Russell, et al., 2014)) 11 kirjohyljettä merkittiin GPS-lähettimillä, osoitti kuitenkin, että neljä merkityistä hylkeistä meni Alpha Ventukseen ja kaksi merkityistä hylkeistä etsi ravintoa voimalan perustusten rakenteissa, joissa ne vierailivat yhdessä turbiinissa ja pysyttelivät perustusten ympärillä jonkin aikaa. Sen jälkeen ne menivät suoraan tuulivoimalan toisen perustuksen luo, kuten Kuva 5.3 osoittaa. Tämä johtaa hyvin jäsennehtyyn liikkumismalliin, joka osoittaa, että perustuksia tutkittiin järjestelmällisesti ravinnon löytämiseksi (Russell, et al., 2014). Yksi merkityistä kirjohylkeistä etsi ravintoa jokaisen 12 toiminnassa olevan tuulivoimalan perustuksista, ja se suosi selvästi perustuksia muihin tuulipuiston sisäisiin alueisiin verrattuna (ks. Kuva 5.3).



Kuva 5.3: Merkityn kirjohylkeen jäljet Alpha ventus -tuulivoimapuiston (12 turbiinia) ja FINO 1 -tutkimusalueen (Alpha ventuksen vasemmalla puolella) ympärillä. Pisteet osoittavat sijainnit 30 minuutin välein; punainen väri kertoo suuremmasta ravinnonhankintapotentiaalista (Russell, et al., 2014).

Oletus on, että tuulivoimala rakennetaan siten, että perustuksen ympärillä käytetään eroosiosuojausta. Uusi kova pohjasubstraatti vakauttaa merenpohjaa, sillä se auttaa estämään veden virtausten

aiheuttamaa hankausta ja lisää pohjan fyysistä monimuotoisuutta ja rakennetta. Odotus on, että ajan myötä betonista, kivimuodostelmista ja teräksestä muodostuvat kovat pohjasubstraattit kehittävät kovan pohjan elinympäristön ja toimivat niin sanottuna keinotekoisena riuttana. Riutalle kehittyy nopeasti erilaisia toisiaan seuraavia riuttaeliöitä ja riuttayhteisö, joka koostuu makrolevälajeista ja erilaisista epibenttisistä selkärangattomista (pohjassa eläviä selkärangattomia) ja niihin liittyvistä kalalajeista, riippuen veden syvyydestä ja virtausolosuhteista sekä materiaalista, josta perusta on rakennettu, mukaan lukien sen heterogeenisuus (DTU Aqua, 2013; Støttrup et al., 2014). Odotus on, että keinotekoinen riutta houkuttelee kovaan pohjaan ja kiviriuttoihin liittyviä kalalajeja ja siten mahdollisesti lisää hylkeiden saalista. Tuulivoimaloiden melu voi siis toimia myös eräänlaisena "ruokakellona".

Kirjohylkeiden lailla myös harmaahylkeiden on raportoitu seuraavan ihmisen pystyttämiä rakenteita, kuten vedenalaisia kaapeleita, ja hankkivan ravintoa kaapeleiden varrelta (Russell, et al., 2014). Siksi oletetaan, että harmaahylkeet reagoivat tuulipuistoihin samalla tavalla kuin kirjohylkeet.

Hylkeiden herkkyys tuulipuiston toiminnasta aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni tai Merkityksetön, mikä perustuu olemassa olevaan tietoon hylkeiden käyttäytymisestä merituulivoimapuistojen alueilla. Toimintamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan merkityksettömäksi. Myös se tulee pitää mielessä, että hankealueella esiintyy jo nyt laivaliikennettä. Tuulivoimapuiston toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun lisävaikutus on näin ollen vaatimaton. Kaiken kaikkiaan voimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille arvioidaan merkityksettömäksi, eikä melu vaikuta hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 5.2).

Taulukko 5.2: Hallan merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

6. Kumulatiiviset vaikutukset

Kumulatiivisten vaikutusten arviointi perustuu hankkeen vaikutusarviointiin sekä muihin paikallisiin tai alueellisiin hankkeisiin tai suunnitelmiin, jotka voivat vaikuttaa kumulatiivisiin ympäristövaikutuksiin. Kumulatiivisia vaikutuksia syntyy, kun useat samalle alueelle suunnitellut hankkeet vaikuttavat samaan aikaan samoihin ympäristövastaanottajiin. Hallan merituulivoimapuiston tapauksessa vedenalaisen melun kumulatiivisia vaikutuksia voi syntyä, jos samaan aikaan rakennetaan muita tuulivoimapuistoja tai muita hankkeita, jotka aiheuttavat samantyyppisiä vaikutuksia. Arviointi perustuu rakennusluvan saaneisiin hankkeisiin sekä suunnitteluvaiheessa oleviin hankkeisiin ja merituulivoimapuistojen samanaikaiseen rakentamiseen.

Merinisäkkäisiin ja kaloihin kohdistuvien kumulatiivisten vaikutusten oletetaan ilmenevän vain rakennusvaiheen aikana, sillä toimintavaiheen arvioidaan vaikuttavan merinisäkkäisiin ja kaloihin rajallisesti ja paikallisesti (ks. kohta 5.1), joten kumulatiivisia vaikutuksia toimintavaiheessa ei todennäköisesti esiinny.

Alueellisia kumulatiivisia vaikutuksia voi esiintyä, kun tai jos meluisia rakennustoita, erityisesti paalutusta, tehdään Hallan alueella samanaikaisesti viereisten hankkeiden vastaavien toimenpiteiden kanssa. Tällöin yksittäisten hankkeiden yksittäiset vaikutusalueet voivat kasautua yhteen ja muodostaa siten suuremman vaikutusalueen, josta merinisäkkäät ja kalat eivät voi paeta yhtä nopeasti kuin yhdeltä vaikutusalueelta.

Suhteellisen lähelle Hallan merituulivoimapuiston hankealuetta on suunnitteilla useita merituulivoimapuistoja. Taulukko 6.1 sisältää suunnitellut merituulivoimapuistot.

Taulukko 6.1: Kumulatiivisessa arvioinnissa huomioitavat hankkeet

Tuulivoimapuisto/ kehittäjä	Maa	Suunniteltu enimmäis- teho yhteensä/ voimaloiden enimmäis- määrä	Vähimmäis- etäisyys Laineen merituulivoima- puistosta	Suostumusvaihe	Odotettu rakennusvuosi
Polargrund / Skyborn Renewables	Ruotsi	3000 MW/120 turbiinia	3 km	YVA-selostus työn alla	2028–2030
Omega / Njordr	Ruotsi	1500 MW/83 turbiinia	18 km	YVA-selostus työn alla	2031–2033
Maanahkiainen / Rajakiiri	Suomi	550 MW/40 turbiinia	27 km	Kaavoitus- suunnitelman päivitys työn alla	ei saatavilla
Ebba, Pyhäjoki ja Raahe / Metsähallitus	Suomi	1400 MW/100 turbiinia	22 km	Kilpailutusprosessi alkaa syksyllä 2023	2033–2035

Suurhiekkä / Skyborn Renewables	Suomi	640 MW/80 turbiinia	20 km	laillisesti pätevä vesilupa	ei saatavilla
---------------------------------	-------	---------------------	-------	-----------------------------	---------------

Hallan merituulivoimapuiston arvioitu rakennusaika on 2029–2031. Puolet perustuksista odotetaan asennettavan vuonna 2029 ja loput vuonna 2030. Skyborn Renewableables suunnittelee noin 3 km:n päähän Hallan merituulivoimapuistosta luoteeseen Polargrundin merituulivoimapuistoja, joiden kapasiteetti on 3 000 MW. Polargrund on varhaisessa suunnitteluvaiheessa ja YVA-työ on parhaillaan käynnissä. Polargrundin rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2028–2030. Koska Hallan merituulivoimapuiston rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2029–2031, näiden kahden merituulipuiston rakennusvaiheet saattavat osua samaan aikaan. Jos kummallakin hankealueella paalutetaan samaan aikaan, kumulatiiviset vaikutukset käyttäytymisreaktioihin ovat hyvin todennäköisiä, koska hankealueiden välinen etäisyys on noin 3 km. Kaksi vaikutusaluetta yhdessä voivat muodostaa suuren, yhtenäisen vaikutusalueen. Siirtymä yhdeltä kohdealueelta voi myös johdattaa eläimiä toisen kohteen vaikutusalueelle ja lisätä siten yleistä häiriövaikutusta. Hankealueiden samanaikaisten paalutusten kumulatiivisten vaikutusten todennäköisyydestä ei ole mahdollista tehdä yksityiskohtaisia ennusteita, koska kumulatiivisten vaikutusten epävarmuustekijät ovat edelleen liian suuria: Polargrundin merituulivoimapuistolla ei ole vielä lopullista rakennuslupaa ja on yhä epäselvää, milloin tuulivoimapuisto toteutetaan.

Muut merituulipuistot sijaitsevat vähintään 18 kilometrin päässä Hallan merituulivoimapuistosta, ja niiden rakennusvaiheet ovat Hallan rakentamisen jälkeen (tai rakentamisaikaa ei ole vielä päätetty). Rakentamisen aikana ei siis ole odotettavissa paalutusta näillä hankealueella samaan aikaan. Kumulatiivisten vaikutusten odotetaan näin ollen olevan vähäisiä Hallan ja Omegan merituulivoimapuistojen, Maanahkiaisen merituulivoimapuiston, Ebban, Pyhäjoen ja Raahen sekä Suurhiekan osalta.

7. Johtopäätös

Hallan merituulivoimapuiston rakentamisen aikana merkittävien kaloille ja merinisäkkäille aiheutuva vedenalainen melupaine on asennustoiminnasta (esim. paalutus) aiheutuva vedenalainen melu. Kun käytetään pehmeää käynnistys- ja voimistusmenettelyä yhdessä kaksinkertaisen suurkuplaverhon tehokkuutta vastaavan vaimennusjärjestelmän kanssa, on epätodennäköistä, että hylkeille aiheutuu pysyvän (PTS)- tai tilapäisen (TTS) kuulonaleneman oireita, ja PTS- tai TTS-oireiden riski on arvioitu merkityksettömäksi, koska vaikutusetäisyydet ovat hyvin lyhyitä (alle 100 metriä PTS:n osalta ja alle 275 metriä TTS:n osalta). Hylkeen herkkyys käyttäytymisvaikutuksille arvioidaan pieneksi. Kaiken kaikkiaan paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä norpille ja hylkeille, eikä se vaikuta hyljekantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä.

Paalutuksesta syntyvän vedenalaisen melun aiheuttama kalojen PTS- tai kuolleisuusriski on arvioitu merkityksettömäksi, koska vaikutusetäisyydet ovat hyvin lyhyitä ja paalutuksen hidas voimistus antaa kaloille aikaa paeta. Jotkin merituulivoimapuiston alueella mahdollisesti sattuvasta kutemisesta syntyneet kalojen mätimunat ja kalanpoikaset voivat vahingoittua ja kuolla paalutuksen aikana, mutta tällaiset menetykset ovat alueellisesti katsottuna vähäisiä, koska parhaiten soveltuvat kutualueet sijaitsevat tuulivoimapuiston ja siten vahingoittumisalueen ulkopuolella (1,5 km mätimunien ja kalanpoikasten osalta). Kalat voivat kokea TTS:ää 23,7 km:n etäisyydelle asti, ja jonkinlaista väliaikaista vaikutusta kaloihin on odotettavissa. Kalat vaikuttavat hyödyntävän Hallan hankealuetta niukasti verrattuna rannikkoalueisiin, ja herkkyys arvioidaan kohtalaiseksi. Hallan hankealueella tapahtuvan paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun seuraukset kaloille arvioidaan näin ollen kohtalaisiksi mutta väliaikaisiksi.

Tuulivoimapuiston rakentamisen ja operatiivisen kunnossapidon aikana Hallan merituulivoimapuiston hankealueella ja sen läheisyydessä on odotettavissa sekä pienten että suurten alusten laivaliikenteen kasvua. Tuulipuiston hankealue sijaitsee alueella, jolla laivaliikenne vaikuttaa jo nyt. Siksi Halla-hankkeen alueella kuuluu jo nyt pääasiassa matalataajuuksista laivamelua. Näin ollen laivaliikenteen aiheuttaman vedenalaisen melun vaikutukset arvioidaan merkityksettömäksi kalojen osalta ja vähäisiksi norppien ja harmaahylkeiden osalta, eivätkä ne vaikuta kala- ja hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä.

Toiminnan aikana tuulivoimaloista voi aiheutua vedenalaista melua. Kuten edellä mainittiin, Hallan hankealueella melutasot ovat jo nyt kohonneita laivamelun vuoksi. Tuulipuiston toiminnasta aiheutuvan melun odotetaan olevan ympäristön melutasoa alhaisempi, ja se kuuluu vain tuulivoimaloiden läheisyydessä. Vedenalaisen melun vaikutukset arvioidaan merkityksettömäksi sekä kalojen, norppien että harmaahylkeiden osalta, eivätkä ne vaikuta kala- ja hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä.

8. Viittaukset

- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. ja Skurdal, J. (2011). *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing.
- Alliance, E. A., 2022. *EAA position on recreational fishing for Atlantic salmon in the Baltic in 2023*. s.l.:European Anglers Alliance.
- Andersson et al., 2017. *A Framework for regulating underwater noise during pile driving*. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency .
- Andersson, M. et al., 2016. *A framework for regulaing underwater noise during pile driving*. s.l.:A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish.
- Aneer, G., 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, pp. 169-195.
- Appelberg, M., 2012. The Baltic Sea - Fish Communities. In: L. Norrgren & J. Levengood, eds. *Ecology and Animal Health*. s.l.:s.n.
- Appelberg, M., Holmquist, M. & Forsgren, G., 2003. *An alternative strategy for coastal fish monitoring in the Baltic Sea*, s.l.: ICES.
- Arrhenius, F. & Hansson, S., 1993. Food consumption of larval, young and adult herring and sprat in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*.
- ASCOBANS, 2012. *Conservation Plan for the Harbour Porpoise Population in the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat*. s.l.:Bonn (DEU)..
- BalticSea2020, 2021. *Trawling for Sticklebacks in the Gulf of Bothnia*. [Online]
Available at: <https://balticsea2020.org/english/alla-projekt/rovfisken/fishery-completed-projects/359-trawling-for-sticklebacks-in-the-gulf-of-bothnia/>
[Accessed 02 2023].
- Band, B. et al., 2016. *Refining Estimates of Collision Risk for Harbour Seals and Tidal Turbines*. s.l.:s.n.
- 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: ITAP.
- Bergenius, M., Gårdmark, A., Ustups, D. & et al., 2011. Fishing or the environment – what regulates recruitment of an exploited marginal vendace (*Coregonus albula* (L.)) population?. *Advanced Limnology*, Volume 64.
- Bergström, L. et al., 2016. Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, pp. 74-84.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M. & et al., 2015. Stickleback increase in the Baltic Sea—a thorny issue for coastal predatory fish. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Issue 163.
- Brumm, H. & Slabbekoorn, H., 2005. *Acoustic communication in noise*. s.l.:Advances in the Study of Behavior 35: 151-209..

- Chapman, C. & Hawkins, A., 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L.. *Journal of comparative physiology*, pp. 85: 147-167.
- CHM, 2019. *The Northern Bothnian Bay*, s.l.: The Clearing-House Mechanism of the Convention on Biological Diversity (CHM).
- DFU, 2000. *Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area.*, s.l.: DFU-Rapport.
- DTU Aqua, 2013. *Stenrev: Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder*. s.l.:Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Eklöf, J. et al., 2020. A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology*.
- Emeis, K. et al., 2003. Salinity changes in the central Baltic Sea (NW Europe) over the last 10000 years. *The Holocene*, Volume 13, pp. 411-421.
- Enderlein, O., 1986. Vendace (*Coregonus albula* (L.)) in the bothnian bay, the Baltic. *Inf. Inst. Freshw. Res. (Drottningholm)*.
- Energistyrelsen, 2022. *Guideline for underwater noise - installation of impact-driven piles*, København: ens.dk.
- Enger, P., 1967. Hearing in herring. *Comparative Biochemistry and physiology*, pp. 527-538.
- Erbe, C., 2013. *Underwater noise of small personal watercrafts (jet skis)*. s.l.:The Journal of Acoustical Society of America. 133, EL326-EL330..
- Erbe, C. & Farmer, D., 2000. *Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea*. s.l.:The Journal of the Acoustic Society of America. 108. 1332-1340.
- Erbe, C. et al., 2016. *Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats.* s.l.:The Journal of Acoustical Society of America. 139. EL223-EL227.
- Erbe, C. et al., 2019. *The effects of ship noise on marine mammals - a review*. s.l.:Frontiers in Marine Ecology. Vol 6. Artikel 606.
- Eurofish, 2022. *Sand eels – the little fish with huge economic importance*. [Online] Available at: <https://eurofish.dk/sand-eels-the-little-fish-with-huge-economic-importance/> [Accessed 02 2023].
- Fay et al. , 1999. s.l.:s.n.
- Finnish Ministry of Agriculture and Forestry, 2007. *Management Plan for the Finnish Seal Populations in the Baltic Sea.* s.l.:http://mmm.fi/documents/1410837/1721042/4b_Hylkeen_enkku_netitiin.pdf/aeb2abf7-d6f0-422e-8a6a-94ba8403df31, Helsinki..

- Fishbase.se, 2023. *Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758) Ruffe. [Online]
Available at: <https://www.fishbase.se/summary/gymnocephalus-cernua.html>
[Accessed 02 2023].
- Fishbase.se, 2023. *Hyperoplus lanceolatus* (Le Sauvage, 1824) great sandeel. [Online]
Available at: <https://www.fishbase.se/summary/Hyperoplus-lanceolatus.html>
[Accessed 02 2023].
- Fishbase.se, 2023. *Myoxocephalus quadricornis* (Linnaeus, 1758) Fourhorn sculpin. [Online]
Available at: <https://www.fishbase.se/summary/Myoxocephalus-quadricornis>
[Accessed 02 2023].
- Fishbase.se, 2023. *Zoarces viviparus* (Linnaeus, 1758) Eelpout. [Online]
Available at: <https://www.fishbase.se/summary/SpeciesSummary.php?ID=479&AT=Viviparous+blenny>
[Accessed 02 2023].
- Fishinginfinland.fi, 2023. *Gulf of Bothnia - an ever-changing brackish water basin*. [Online]
Available at: <https://www.fishinginfinland.fi/gulf-of-bothnia>
[Accessed 02 2023].
- Fishsource, 2023. *Atlantic herring Baltic sea Bothnian Bay*. [Online]
Available at: https://www.fishsource.org/fishery_page/4761
[Accessed 02 2023].
- Galatius, A., 2017. *Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark*. Aarhus: Notat fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- Gassmann, M., Wiggins, S. & Hildebrand, J., 2017. *Deep-water measurements of container ship radiated noise signatures and directionality*. s.l.:The Journal of the Acoustical Society of America 105:2493-2498..
- Gilet, C. & Dubois, J., 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes.. *Hydrobiologia*, pp. 409-415.
- Gross, M., Coleman, R. & McDowall, R., 1988. Aquatic Productivity and the Evolution of Diadromous Fish Migration. *Science*, pp. 1291-1293.
- Hamrén, H., 2021. *Continued high fishing pressure on herring in the Gulf of Bothnia next year*. [Online]
Available at: <https://balticeye.org/en/fisheries/highs-and-lows-for-herring-tac/>
[Accessed 02 2023].
- Happo, L., Hynninen, M. & Vatanen, S., 2022. *Halla merituulipuiston kalasto-ja habitaattiselvitys kesällä 2022*, s.l.: Kala- ja vesitutkimus Oy.
- Havs- och Vattenmyndigheten, 2012. *Nationell förvaltningsplan för gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön*. s.l.:http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/Hylkeet/forvaltningsplan_grasal_sverige_2012.pdf.
- Hedman, J., Rüdell, H., Gercken, J. & Bergek, S., 2011. Eelpout (*Zoarces viviparus*) in marine environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*.
- HELCOM, 2013a. *Red list, Halichoerus grypus*. s.l.:s.n.

- HELCOM, 2013b. *Species information sheet - Phoca hispida botnica*, s.l.: HELCOM Red List Marine Mammal Expert Group.
- HELCOM, 2013. *HELCOM Red List Fish and Lamprey Species Expert Group 2013 - Fourhorn sculpin*, Helsinki: HELCOM.
- HELCOM, 2013. *Red list, Phoca hispida botnica*. s.l.:s.n.
- HELCOM, 2014. *Registered mortality of seals, HELCOM secretariat, Helsinki.* s.l.:s.n.
- HELCOM, 2018a. *Distribution of Baltic seals*. s.l.:Helcom core indicator report.
- HELCOM, 2018b. *Population trends and abundance of seals*. s.l.:HELCOM.
- HELCOM, 2018. *Guidelines for coastal fish monitoring sampling methods of HELCOM ver 2014-10-13*, s.l.: HELCOM.
- HELCOM, 2018. *State of the Baltic Sea - Second HELCOM Holistic Assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155*, s.l.: HELCOM.
- HELCOM, 2023. *HELCOM Map and Data Service*. [Online]
Available at: <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/?datasetID=bae53d8e-a5a2-4d01-b260-54d72ad46813>
[Accessed 02 2023].
- Hermanssen, L., Beedholm, K., Tougaard, J. & Madsen, P., 2014. *High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (Phocoena phocoena)*. s.l.:J. Acoust. Soc. Am. 136(4):1640-1653..
- Herrmann, C., 2013. *Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern 2006-2012.* s.l.:Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie..
- Hildebrand, J., 2009. *Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean.* s.l.:Marine Ecology Progress Series 395:5–20..
- Holt, M. et al., 2009. *Speaking up: Killer whales (Orcinus orca) increase their call amplitude*. s.l.:J. Acoust. Soc. Am. 125: 27..
- <https://phys.org/news/2023-04-cod-artificial-reef-farm.html>, 2023. *Research shows that cod love the artificial reffe at a wind farm*. s.l.:s.n.
- Hvidt et.al., 2006. *Fish along the Cable Trace Nysted Offshore Wind Farm Final Report*. s.l.:Dong Energy / Orbicon AS.
- Härkönen, T., 2015. *Pusa hispida ssp. botnica. The IUCN Red List of Threatened Species*. [Online]
Available at: <https://www.iucnredlist.org/species/41673/66991604>
- Härkönen, T. et al., 2007. *Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France.* s.l.:NAMMCO Scientific Pulications 6: 57-68.
- Härkönen, T. et al., 2014. *Population size and distribution of the Baltic ringed seal (Phoca hispida botnica)*. NAMMCO Scientific Publications, Volume VOol 1.

ICES, 2005. *Report of the Ad-hoc Group on Impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC)*. s.l.:2nd Edition. P. 61. ICES-International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark..

ICES, 2018. *Baltic Sea Ecoregion - Fisheries Overview*, s.l.: ICES.

Ivanova, S. V., Kessel, S. T., Landry, J. & et al., 2017. Impact of vessel traffic on the home ranges and movement of shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) in the nearshore environment of the high Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.

Jacobson, P., Gårdmark, A. & Huss, M., 2020. Population and size-specific distribution of Atlantic salmon *Salmo salar* in the Baltic Sea over five decades. *Journal of Fish Biology*.

Johannesson, K. & André, C., 2006. Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. *Molecular Ecology*, Volume 15, pp. 2013-2029.

Jones, E. M. B. et al., 2015. *Patterns of space use in sympatric marine colonial predators reveal scales of spatial partitioning*. s.l.:Marine Ecology Progress Series, 534, 235-249.

Jorgensen, H. et al., 2005. Marine landscapes and population genetic structure of herring (*Clupea harengus* L.) in the Baltic Sea. *Molecular Ecology*, pp. 3219-3234.

Jutlia, E., Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I. & et al., 2003. Differences in sea migration between wild and reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Baltic Sea. *Fisheries Research*.

Jüssi, M., Härkönen, T., Helle, E. & Jüssi, I., 2008. *Decreasing ice coverage will reduce the breeding success of Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) females*. s.l.:Ambio.

Kagevall, A., 2008. *Early to late summer fish distribution in a bay of the Gulf of Bothnia*, Umeå: SLU Aqua.

Kakuschke, A. et al., 2009. *Effects of methyl-, phenyl-, ethylmercury and mercurychlorid on immune cells of harbor seals (*Phoca vitulina*)*. s.l.:Journal of Environmental Sciences Volume 21, Issue 12:1716–1721..

Kallio-Nyberg, I. & Ikonen, E., 1992. Migration pattern of two salmon stocks in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, pp. 191-198.

Karlsen, 1992. *Infrasound sensitivity in the plaice (*Pleuronectes platessa*)* Vol. 171, pp 173-187. s.l.:J. Exp. Biology .

Kastelein, R., 2011. *Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds*. s.l.: Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact .

Kautsky, L. & Kautsky, N., 2000. *Seas at The Millennium: An Environmental Evaluation - The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian bay*. s.l.:s.n.

Kottelat, M. & Freyhof, J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Berlin: s.n.

Köster, F., 2000. Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod?. *ICES Journal of Marine Science*, pp. 310-323.

- Lamichhaney, S., Barrio, A., Rafati, N. & et al., 2012. Population-scale sequencing reveals genetic differentiation due to local adaptation in Atlantic herring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Volume 109, pp. 19345-19350.
- Larsson, S., Byström, P. & Berglund, J., 2013. Characteristics of anadromous whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) rivers in the Gulf of Bothnia. *Advances in Limnology*.
- Lefébure, R., Larsson, S. & Byström, P., 2014. Temperature and size-dependent attack rates of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*); are sticklebacks in the Baltic Sea resource-limited?. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, Issue 451.
- Lehtonen, H., 1982. Biology and stock assessments of Coregonids by the Baltic coast of Finland. *Finnish Fisheries Research*.
- Lehtonen, H. & Himberg, M., 1992. Baltic Sea migration patterns of anadromous, *Coregonus lavaretus* (L.) s.str. and sea-spawning European whitefish, C.I. widegreni Malmgren. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*.
- Lehtonen, H. & Himberg, M., 1992. Baltic Sea migration patterns of anadromous, *Coregonus lavaretus* (L.) s.str. and sea-spawning European whitefish, C.I. widegreni Malmgren. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*.
- Lemons, D. et al., 2011. *A re-evaluation of auditory filter shape in delphinid odontocetes: Evidence of constant-bandwidth filters.* s.l.:J. Acoust Soc Am 130:3107–3114. doi: 10.1121/1.3644912..
- López, M., Bergenius Nord, M., Kaljuste, O. & et al., 2022. Lack of panmixia of Bothnian Bay vendace - Implications for fisheries management. *Frontiers in Marine Science*.
- LUKE, 2023. *Statistikdatabas*. [Online]
Available at: <https://www.luke.fi/sv/statistik/statistikinfo/statistikdatabas>
[Accessed 02 2023].
- Madsen, P. et al., 2006. *Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs.* s.l.:s.n.
- Mattila, N., Vatanen, S. & Vares, M., 2022. *Halla merituulipuiston ja vaihtoehtoisten kaapelireittikäytävien kaupallinen kalastus vuonna 2021*, s.l.: Kala- ja vesitutkimus Oy.
- McConnell, B., Lonergan, M. & Dietz, R., 2012. *Interactions between seals and off-shore wind farms*, s.l.: The Crown Estate.
- McCormick, S., Farrell, A. & Brauner, C., 2013. *Euryhaline Fishes*. Oxford, UK: Academic Press.
- Monroe, J. D., Rajadinaran, G. & Smith, M. E., 2015. *Sensory hair cell death and regeneration in fishes.* s.l.:Frontiers in Cellular Neuroscience.
- NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission, 2019. *Report of the Scientific Committee 26th Meeting, October 29 – November 1, Tórshavn Faroe Islands*. s.l.:s.n.

- NatureGate, 2023. *Fourhorn sculpin*. [Online]
Available at: <https://luontoportti.com/en/t/1960/fourhorn-sculpin>
[Accessed 02 2023].
- NatureGate, 2023. *Viviparous blenny*. [Online]
Available at: <https://luontoportti.com/en/t/2005/viviparous-blenny>
[Accessed 02 2023].
- Naturhistoriska riksmuseet, 2022. *Observations of harbour porpoise in swedish waters*:
<https://marinadagdjur.nrm.se/observationer-tumlare>. s.l.:s.n.
- Naturvårdsverket, 2012. *Vindkraftens effekter på marint liv*, s.l.: Naturvårdsverket.
- Nedwell et al., 2007. *A validation of the dB ht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise*. s.l.:Subacoustech Report No 534R1231, s.l.: Subacoustech..
- Neo et. al., 2014. *Temporal structure of sound affects behavioral recovery from noise impact in European seabass*. s.l.:Biological Conservation 178:65-73.
- Nilsson, L., Thygesen, U., Lundgren, B. & et al., 2003. Vertical migration and dispersion of sprat (*Sprattus sprattus*) and herring (*Clupea harengus*) schools at dusk in the Baltic Sea. *Aquatic Living Resources*, pp. 317-324.
- NIRAS, 2023. *Halla offshore wind farm. Underwater noise prognosis for construction phase*. s.l.:s.n.
- NMFS, 2018. *Revision to technical guidance for assessing effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing*. s.l.:s.n.
- NOAA, 2018. *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0)*, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, Silver Spring, MD 20910, USA: April, National Marine Fisheries Service.
- Oksanen, S., Neimi, M., Ahola, M. & Kunnasranta, M., 2015. *Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data*. s.l.:Movement ecology 3:33. DOI 10.1186/s40462-015-0058-1.
- Olsen, M. et al., 2016. *The forgotten type specimen of the grey seal (Halichoerus grypus) from the island of Amager, Denmark*. s.l.:Zoological Journal of the Linnean Society. (April).
- Olsson, J., 2019. Past and Current Trends of Coastal Predatory Fish in the Baltic Sea with a Focus on Perch, Pike, and Pikeperch. *Fishes*.
- Parks, S., Johnson, M., Nowacek, D. & Tyack, P., 2011. *Individual right whales call louder in increased environmental noise*. s.l.:Biol. Lett. 7: 33-35..
- Patterson, R., 1974. *Auditory filter shape*. s.l.:J. Acoust. Soc. Am. 55.
- Popper et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI*. s.l.:Springer.
- Popper, A. et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s–1C1 and registered with ANSI*. New York: Springer.

- Popper, A. et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s–1C1 and registered with ANSI.* s.l.:New York: Springer..
- Ravinet, M., Syväranta, J., Jones, R. & et al., 2010. A trophic pathway from biogenic methane supports fish biomass in a temperate lake ecosystem. *Oikos*.
- Reddin, D., Downton, P., Fleming, I. & et al., 2011. Behavioural ecology at sea of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts from a Newfoundland (Canada) river. *Fisheries Oceanography*.
- Richardson, W., Greene, C., Malme, C. & Thompson, D., 1995. *Marine mammals and noise.* s.l.:Academic Press, New York..
- Russell, D. et al., 2014. *Marine mammals trace anthropogenic structures at sea.* s.l.:Current Biology 24: R638-R639.
- Russell, D. et al., 2016. *Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities.* s.l.:Journal of Applied Ecology, 53, 1642-1652.
- Salminen, M., Erkamo, E. & Salmi, J., 2001. Diet of post-smolt and one-sea-winter Atlantic salmon in the Bothnian Sea, Northern Baltic. *Journal of Fish Biology*.
- Sand, O. & Karlsen, H., 2000. Detection of infrasound and linear acceleration in fishes. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, pp. 355(1401):1295-8.
- Saulamo, K. & Neuman, E., 2002. *Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations,* s.l.: Fiskeriverket.
- Saulamo, K. & Neuman, E., 2002. *Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations,* s.l.: Fiskeriverket.
- Shpilev, H., Ojaveer, E. & Lankov, A., 2005. Smelt (*Osmerus eperlanus* L.) in the Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*
- Simard, Y., Roy, N., Gervaise, C. & Giard, S., 2016. *Analysis and modeling of 225 source levels of merchant ships from an acoustic observatory along St. Lawrence Seaway.* s.l.:The Journal of the Acoustic Society of America. 140. 2002-2018.
- Skjellerup, P. et al., 2015. *Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Working Group 2014. Report to the Danish Energy Authority.* s.l.:s.n.
- Smith, M. E., Kane, A. S. & Popper, A. N., 2004. *Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (Carassius auratus).* s.l.:The Journal of experimental biology.
- Sörmus, I. & Turovski, A., 2003. European whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.) s.l., baltic sea forms. In: E. Ojaveer & T. Saat, eds. *Fishes of Estonia*. Tallinn: Estonian Academy Publishers.
- Southall, B. et al., 2019. *Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects.* s.l.:Aquatic Mammals, 45(2), 125-323.
- Stenberg et.al., 2011. *Effects of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up seven years after construction.* s.l.:DTU Aqua Report No 246.

Stephenson, R. et al., 2001. *Linking Biological and Industrial Aspects of the Finnish Commercial Herring Fishery in the Northern Baltic Sea*. s.l., Herring: Expectations for a New Millennium.

Støttrup et al., 2014. *Restoration of a temperate Reef: Effects on the Fish Community - (4)*, pp. 1045-1059. s.l.:Journal of Ecology .

Sundqvist, L., Harkonen, T., Svensson, C. & Harding, K., 2012. *Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal - Impacts of historical and future winter temperatures..* s.l.:Ambio. DOI 10.1007/s13280-012-0334-x. .

Suuronen, P. et al., 2023. *Reassessing the management criteria of growing seal populations: The case of Baltic grey seal and coastal fishery*. s.l.:Marine Policy.

Sveegaard, S. et al., 2022. *HOLAS-III harbour porpoise importance map. Methodology..* s.l.:Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report No. 240. <http://dce2.au.dk/pub/TR240.pdf>.

Söderkultalahti, P. & Rahikainen, M., 2022. *Commercial marine fishery catch continued to decrease in 2021*. [Online]
Available at: <https://www.luke.fi/en/news/commercial-marine-fishery-catch-continued-to-decrease-in-2021>
[Accessed 02 2023].

Söderkultalahti, P. & Raihikainen, M., 2021. *Commercial marine fishery catch continued to decrease in 2021*. [Online]
Available at: <https://www.luke.fi/en/news/commercial-marine-fishery-catch-continued-to-decrease-in-2021>
[Accessed 02 2023].

Sørmo, E. et al., 2005. *Thyroid hormone status in gray seal (Halichoerus grypus) pups from the Baltic Sea and the Atlantic Ocean in relation to organochlorine pollutants..* s.l.:Environmental Toxicology and Chemistry 24:610..

Thiele, L., 1988. *Underwater noise study from the icebreaker "John A. MacDonald"..* s.l.:Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS. Report 85.133.

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>.

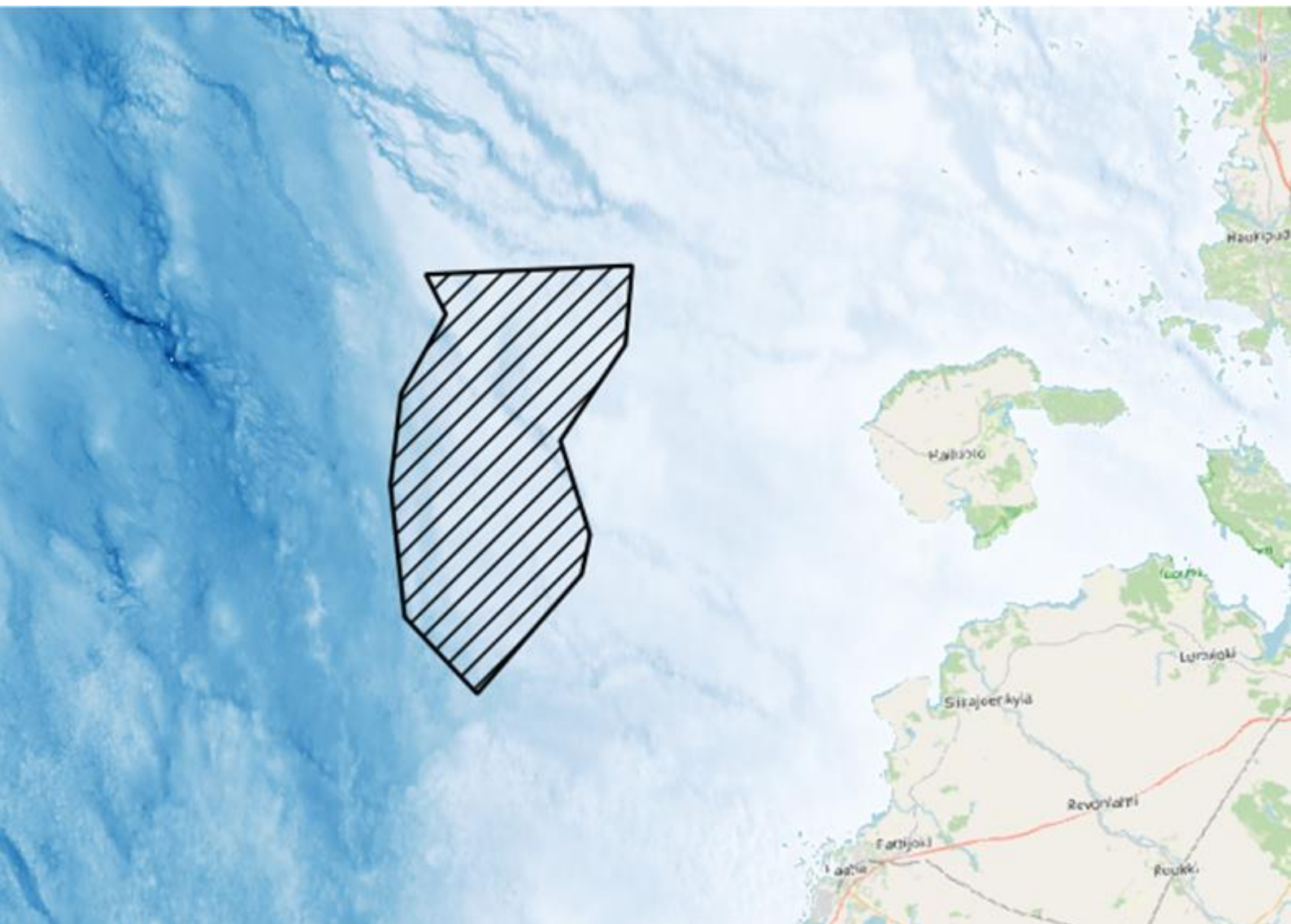
Tougaard, J., Hermannsen, L. & Madsen, P., 2020. *How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines?.* s.l.:J. Acoust. Soc. AM. 148 (5).

Tougaard, J. & Mikaelson, M., 2018. *Effects of larger turbines for the offshore wind farm at Krieger's Flak, Sweden. Assessment of impact on marine mammals..* s.l.: Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Taal, I., Saks, L., Nedolgov, S. & et al., 2014. Diet composition of smelt *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) in brackish near-shore ecosystem (Eru Bay, Baltic Sea). *Ecology of Freshwater Fish*, pp. 121-128.

Urick, R., 1983. *Principles of Underwater Sound*. s.l.:3rd Edn. NewYork, NY: McGraw Hill..

- Van Parijs, S. 2., 2003. *Aquatic mating in pinnipeds: a review.* s.l.:Aquatic Mammals. Vol 29 (2): 214-226..
- Vatanen, S., Ilmarinen, K., Haikonen, A. & et al., 2009. *Suurhiekan merituulipuiston vesistö-, vesiluonto- ja kalatalousarvio*, s.l.: Kala- ja vesitutkimus Oy. Kala- ja vesimonisteita nro.
- Veneranta, L., Hudd, R. & Vanhatalo, J., 2013. Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters.. *Marine Ecology Progress Series*, pp. 231-250.
- Veneranta, L., Urho, L., Koho, J. & et al., 2013. Spawning and hatching temperatures of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in the Northern Baltic Sea. *Advances in Limnology*.
- Verliin, A., Saks, L., Svirgsden, R. & et al., 2011. Whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) landings in the Baltic Sea during the past 100 years: combining official datasets and grey literature. *Advance Limnology*.
- Webb, J., Popper, A. & Fay, R., 2008. *Fish Bioacoustics*. s.l.:Springer handbook of auditory research.
- Wisniewska, D. et al., 2016. *Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance*. s.l.:Curr Biol 26, 1441-1446..
- Wisniewska, D. et al., 2016. Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises make them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology*, pp. 26, 1-6.
- WWF, 2017. *The Baltic ringed seal. An arctic seal in European waters.* s.l.:s.n.
- Wysocki, L., Davidson, J. I. & Smith, M., 2007. *Effects of aquaculture production noise on hearing, growth, and disease resistance of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*.* s.l.:Aquaculture 272:687-697..
- Yamazaki, A., Nishimiya, U., Tsuda, S. & et al., 2018. Gene expression of antifreeze protein in relation to historical distributions of *Myoxocephalus* fish species. *Marine Biology*, Volume 181.
- Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019. *The Red List of Finnish Species 2019:* <https://punainenkirja.laji.fi/en/results?type=species&year=2019&redListGroup=MVL.728>. s.l.:s.n.
- Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R. & et al., 2001. *Coastal Fish Monitoring In Baltic Reference Areas 2000*, Helsinki: Finnish Game and Fisheries Research Institute.
- Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R. & et al., 2006. Finnish Game and Fisheries Research Institute. *Boreal Environment Research*.
- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & et al., 2011. *Atlantic Salmon Ecology*. West Sussex: Blackwell Publishing.



Halla offshore wind farm

Underwater noise prognosis
construction and operation

OX2

Date: 12 September 2023

Rev.no.	Date	Description	Prepared by	Verified by	Approved by
0	30-01-2023	First Draft	KRHO/MAM	MAWI	MAM
1	17-02-2023	Second Draft	MAM	KRHO	MAM
2	10-08-2023	Final Draft	MAM	MAWI	MAM
3	12-09-2023	Final Version	MAM	MAWI	MAM

Contents

1.	Introduction	8
2.	Purpose	9
3.	Underwater sound definitions	9
3.1.	Source level	9
3.2.	Sound Pressure Level	9
3.3.	Sound Exposure Level	9
3.4.	Cumulative Sound Exposure level	10
3.5.	Maximum-over-depth	11
4.	Underwater noise impact criteria	11
4.1.	Applied threshold for fish	11
4.2.	Applied threshold for marine mammals	13
4.3.	Distance-To-Threshold	14
4.4.	Frequency weighting functions	14
5.	Ambient Underwater Noise Study	16
5.1.	Ambient noise level	16
6.	Underwater sound propagation modelling background knowledge	22
6.1.	Source model concept	22
6.1.1.	Pile driving source level	22
6.1.1.1.	Uncertainties in determining source level	23
	Soil resistance	23
	Water depth	23
	Hammer energy	24
	Impact hammer type	24
	Pile length and degree of water immersion	24
6.1.2.	Pile driving frequency spectrum	25
6.2.	Pile driving mitigation measures	25
6.2.1.	Noise abatement system types	25
6.2.1.1.	Big bubble curtains	25
6.2.1.2.	Pile sleeves	26
6.2.1.3.	Hydro-sound-dampers	26
6.2.2.	Noise abatement system effectiveness	26
6.3.	Underwater sound propagation theory	29
6.3.1.	Underwater sound propagation basics	29
6.3.2.	Numerical sound propagation models	31
6.3.3.	Underwater sound propagation modelling software	32

6.4.	Environmental model	32
6.4.1.	Bathymetry	32
6.4.2.	Sediment	32
6.4.3.	Sound speed profile, salinity and temperature	33
7.	Underwater noise prognosis for pile driving activities.....	34
7.1.	Source model	34
7.1.1.	Foundation types.....	34
7.1.2.	Source positions	35
7.1.3.	Source level and frequency spectrum.....	37
7.1.3.1.	Foundation scenario 1: 18 m diameter monopile.....	37
7.1.3.2.	Foundation scenario 2: Jacket foundation with 4x 8m pin piles	38
7.1.4.	Installation of two foundations within a 24-hour period	39
7.1.4.1.	Installation of two foundations simultaneously	39
7.1.4.2.	Installation of two foundations sequentially	40
7.2.	Underwater sound propagation model.....	40
7.2.1.	Environmental model	41
7.2.1.1.	Bathymetry	41
7.2.1.2.	Sediment	42
7.2.1.3.	Sound speed profile	44
7.2.1.4.	Salinity profile	47
7.2.1.5.	Temperature profile.....	49
8.	Pile driving underwater sound propagation results	51
8.1.	Mitigated threshold distances for fish	51
8.1.1.	18 m diameter monopile foundation.....	51
8.1.2.	Jacket foundation with 4x 8 m pin pile	52
8.2.	Mitigated threshold distances for marine mammals	52
8.2.1.	18 m diameter monopile foundation.....	52
8.2.2.	Jacket foundation with 4x 8 m pin pile	53
8.3.	Mitigated area of effect for earless seal avoidance behaviour	53
8.4.	Underwater noise contour map for earless seal behaviour threshold	53
9.	Uncertainties for pile driving noise prognosis	56
10.	Underwater noise evaluation for operation phase.....	57
10.1.	Noise from service boats	60
11.	Bibliography	62

Appendix 1.....	66
------------------------	-----------

Summary

In connection with the environmental impact assessment for Halla Offshore Wind Farm (OWF) in the Finnish part of the Gulf of Bothnia, about 33 km west of the city Raahe and 24 km from the Hailuoto island's shoreline, NIRAS has conducted underwater sound prognosis for the construction and operation of the wind farm. A description of the ambient noise in and around the project area, is also provided. This to inform the impact assessment of marine mammals and fish of the underwater noise emission resulting from foundation installation within the OWF site.

Underwater sound emission was calculated for an 18 m diameter monopile foundation as well as for a jacket foundation anchored by 4 x 8 m diameter pin piles. Each foundation type was included in sound propagation calculations at three representative source positions within the Halla project area.

A 3D acoustic model was created in dBSea 2.3.4, utilizing detailed knowledge of bathymetry, seabed sediment composition, water column salinity, temperature, and sound speed profile as well as a source model based on best available knowledge. The modelling was conducted with underwater noise mitigation effect active. For both monopile foundation (scenario 1), and jacket foundation (scenario 2), a Double Big Bubble Curtain (DBBC) mitigation effect was included. Modelling without NAS was not included as pile driving without noise mitigation measures is not considered a feasible scenario. Using advanced underwater sound propagation algorithms, the sound emission from each scenario was calculated in 36 directions (10° resolution).

Distance-To-Threshold (DTT) for relevant frequency weighted species-specific threshold levels were calculated from the sound propagation models. These include safe starting distance for earless seals in order to prevent Permanent Threshold Shift (PTS) and Temporary Threshold Shift (TTS), based on threshold levels in (NOAA, April 2018). Behaviour reaction distance for earless seals, were conservatively estimated based on the behaviour criteria for harbour porpoise.

DTT for TTS and injury threshold levels for Cod and Herring, as well as Injury for larvae and eggs were also calculated, see Table 1.1 and Table 1.2 for scenario 1 and scenario 2 respectively. DTT for stationary fish, represent fish that do not flee in response to noise exposure. DTT for earless seal thresholds are shown in Table 1.3 and Table 1.4 for scenario 1 and scenario 2 respectively.

Table 1.1: Resulting threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	1900 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.15 km	19.7 km	16.0 km	12.0 km	11.1 km
2	2350 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.50 km	22.6 km	18.9 km	14.9 km	14.0 km
3	1750 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.05 km	19.1 km	15.4 km	11.7 km	11.0 km
4	1250 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	0.7 km	23.7 km	20.0 km	15.9 km	15.0 km

Table 1.2: Resulting threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on a Jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	1300 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	750 m	14.5 km	5.1 km	1200 m	750 m
2	1700 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	950 m	17.3 km	7.2 km	2550 m	1900 m
3	1350 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	725 m	14.3 km	4.9 km	1350 m	850 m
4	1100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	550 m	16.3 km	5.7 km	1100 m	600 m

Table 1.3: Resulting threshold impact distances for earless seals using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	9.5 km
2	< 100 m	275 m	8 km
3	< 100 m	< 200 m	14 km
4	< 100 m	< 200 m	18.3 km

Table 1.4: Resulting threshold impact distances for earless seals using DBBC mitigation effect on a jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket foundation with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	9.75 km
2	< 100 m	< 200 m	8.1 km
3	< 100 m	< 200 m	14.5 km
4	< 100 m	< 200 m	19.1 km

Threshold distances for PTS and TTS describe the minimum distance from the source a seal or fish must at least be, prior to onset of pile driving, in order to avoid the respective impact. It therefore does not represent a specific measurable sound level, but rather a safe starting position.

The threshold distance for behaviour, on the other hand, describes the specific distance, up to which, the behavioural response is likely to occur, when maximum hammer energy is applied to a pile strike. For pile strikes at lower than 100% hammer energy, this distance is shorter.

List of abbreviations

Full name	Abbreviation	Symbol
Sound Exposure Level	SEL	$L_{E,p}$
Cumulative Sound Exposure Level	$SEL_{cum,24h}$	$L_{E,p,cum,24h}$
Sound Exposure Level – single impulse	SEL_{ss}	L_{E100}
Sound Pressure Level	SPL	$L_{p,rms}$
Source Level at 1 m	SL	L_s
Sound exposure source level at 1 m	ESL	$L_{s,E}$
Permanent Threshold Shift	PTS	
Temporary Threshold Shift	TTS	
National Oceanographic and Atmospheric Administration	NOAA	
Offshore Wind farm	OWF	
Noise Abatement System	NAS	
Low frequency	LF	
High frequency	HF	
Very High frequency	VHF	
Phocid Pinniped	PCW	
Big Bubble Curtain	BBC	
Double Big Bubble Curtain	DBBC	
Hydro Sound Damper	HSD	
IHC Noise Mitigation Screen	IHC-NMS	
World Ocean Atlas 2018	WOA18	
Normal modes	NM	
Parabolic Equation	PE	
Distance-To-Threshold	DTT	
Propagation loss	PL	N_{PL}
Sound Exposure Propagation loss	EPL	$N_{PL,E}$
National Marine Fisheries Service	NMFS	

1. Introduction

This report documents the underwater sound propagation modelling in connection with the environmental impact assessment for the installation of wind turbine foundations at Halla Offshore Wind Farm (OWF).

Halla OWF site is located in the Finnish EEZ of the Gulf of Bothnia, about 33 km west of the city Raase and 24 km from the Hailuoto island's shoreline. The project area is approximately 575 km². In Figure 1.1, the OWF area is shown along with the Finland-Sweden Exclusive Economic Zone (EEZ).

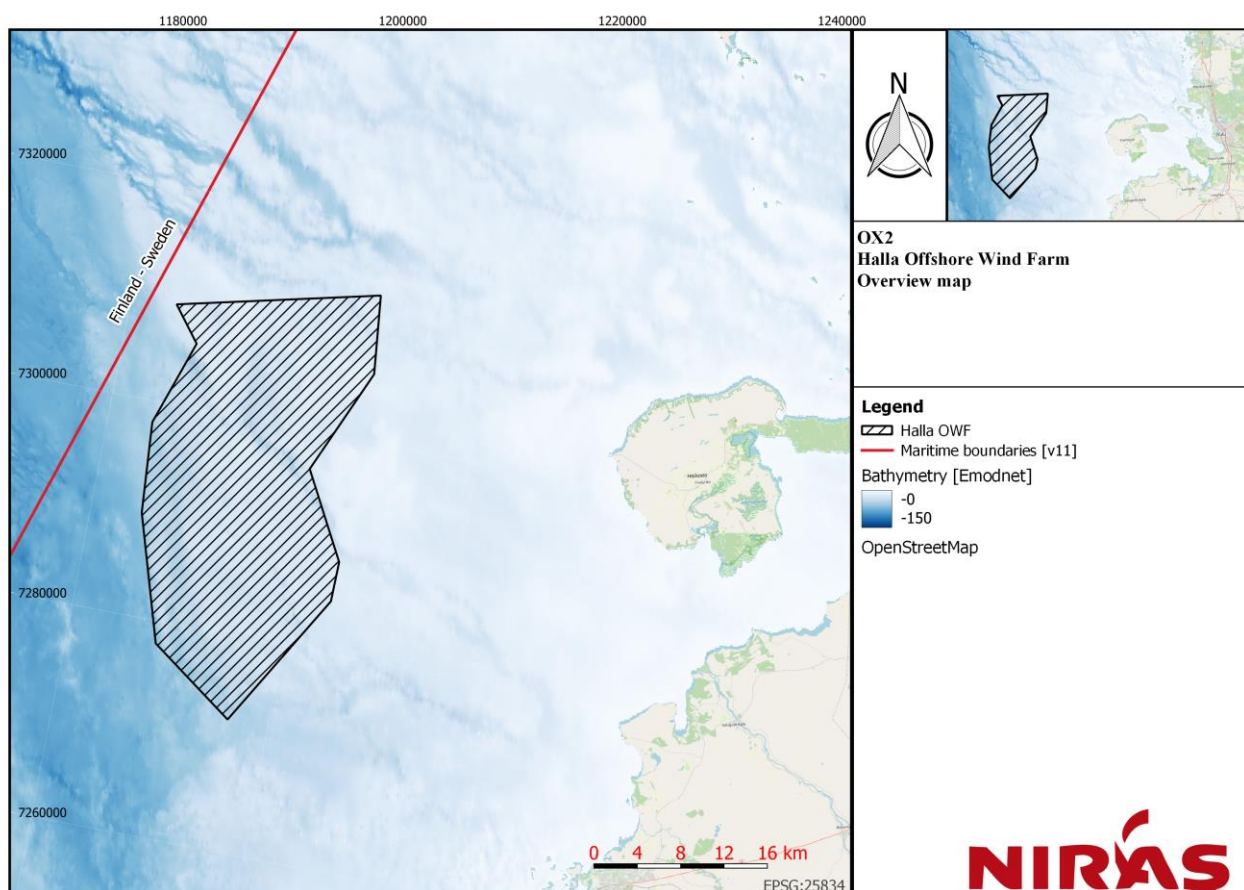


Figure 1.1: Overview of Halla offshore wind farm site (black) and surrounding area.

The project includes installation of up to 160 wind turbines within the project area. Foundation types for the turbines have not been decided, however a number of options are considered possible. Monopile foundations up to 18 m diameter, 3- or 4-legged jacket foundations with up to 8 m pin piles, or alternative foundations such as floating, gravitation or suction bucket could be used either exclusively or in combination. Sound propagation modelling is only conducted for the worst case scenario with regards to underwater noise emission. The different foundation types are evaluated in section 7.1.

The report documents impact ranges for all relevant threshold levels for the impact on earless seals and fish.

2. Purpose

The purpose of this report is to provide a description of expected underwater noise emission from the construction of Halla OWF, to inform marine mammal and fish impact assessments. For the construction phase, the report documents sound propagation prognosis for the impact pile driving activities, and relate these to relevant marine mammal and fish specific impact threshold levels.

3. Underwater sound definitions

In the following, the reader is introduced to the acoustic metrics used throughout the report for quantifying the sound levels.

3.1. Source level

Two representations for the acoustic output of pile driving are used in this report, namely Source Level (SL), L_S , and the sound exposure source level (ESL), $L_{S,E}$.

Here, SL is defined for a continuous source as the mean-square sound pressure level at a distance of 1 m from the source with a reference value of $1 \mu\text{Pa} \cdot \text{m}$.

ESL is used to describe a transient sound source and is defined as the time-integrated squared sound pressure level at a distance of 1 m from the source with a reference value of $1 \mu\text{Pa}^2 \text{m}^2 \text{s}$.

3.2. Sound Pressure Level

In underwater noise modelling, the Sound Pressure Level (SPL), L_p , is commonly used to quantify the noise level at a specific position, and in impact assessments, is increasingly used for assessing the behavioural response of marine mammals as a result of noise emitting activities. The definition for SPL is shown in Equation 1 (Erbe, 2011):

$$L_p = 20 * \log_{10} \left(\sqrt{\left(\frac{1}{T}\right) \int_T p(t)^2} \right) \quad [\text{dB re. } 1\mu\text{Pa}] \quad \text{Equation 1}$$

Where p is the acoustic pressure of the noise signal during the time of interest, and T is the total time. L_p is the average unweighted SPL over a measured period of time.

In order to evaluate the behavioural response of the marine mammal a time window must be specified. Often, a fixed time window of 125 ms. Is used due to the integration time of the ear of mammals (Tougaard & Beedholm, 2018). The metric is then referred to as $L_{p,125\text{ms}}$ and the definition is shown in Equation 2 (Tougaard, 2021).

$$L_{p,125\text{ms}} = L_{E,p} - 10 * \log_{10}(0.125) = L_{E,p} + 9 \text{ dB} \quad [\text{dB re. } 1\mu\text{Pa}] \quad \text{Equation 2}$$

Where $L_{E,p}$ is the sound exposure level, which are explained in the next section.

3.3. Sound Exposure Level

The Sound Exposure Level (SEL) describes the total energy of a noise event (Jacobsen & Juhl, 2013). A noise event can for instance be the installation of a monopile by impact pile driving, from the start to the end, or it can be a single noise event like an explosion. The SEL is normalized to 1 second and is defined in (Martin, et al., 2019) through Equation 3.

$$L_{E,p} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T_0 p_0^2} \int_0^T p^2(t) \right) \text{ [dB re. } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s]} \quad \text{Equation 3}$$

Where T_0 is 1 second, 0 is the starting time and T is end time of the noise event, p is the pressure, and p_0 is the reference sound pressure which is $1 \mu\text{Pa}$.

The relationship between SPL in Equation 1 and SEL, in Equation 3, is given in Equation 4 (Erbe, 2011).

$$L_{E,p} = L_p + 10 * \log_{10}(T) \quad \text{Equation 4}$$

When SEL is used to describe the sum of noise from more than a single event/pulse, the term Cumulative SEL, ($SEL_{cum,t}$), $L_{E,cum,t}$ is used, while the SEL for a single event/pulse, is the single-strike SEL (SEL_{ss}), L_{E100} . The SEL_{ss} is calculated on the base of 100% pulse energy over the pulse duration.

Marine mammals can incur hearing loss, either temporarily or permanently as a result of exposure to high noise levels. The level of injury depends on both the intensity and duration of noise exposure, and the SEL is therefore a commonly used metric to assess the risk of hearing impairment as a result of noisy activities. (Martin, et al., 2019).

3.4. Cumulative Sound Exposure level

In the assessment of Temporary Threshold Shift (TTS), Permanent Threshold Shift (PTS) and injury caused by underwater noise on marine mammals and fish, cumulative SEL ($L_{E,cum,t}$) is used to describe the total noise dose received by the receptors as a result of an underwater noise emitting activity.

For a stationary source, such as installation of a foundation, the installation procedure, as well as the swim speed for the receptor, must be included. A method for implementing such conditions in the calculation of cumulative SEL has been proposed by (Energistyrelsen, 2022), for the Danish guidelines for pile driving activities, as given by Equation 5. Here, the duration is fixed to 24h to represent the daily cumulative SEL, $L_{E,cum,24h}$. If multiple foundations are installed in the same 24-hour window, all must be included in the calculation.

$$L_{E,cum,24h} = 10 * \log_{10} \left(\sum_{i=1}^N \frac{S_i}{100\%} * 10^{\left(\frac{L_{S,E} - X * \log_{10}(r_0 + v_f * t_i) - A * (r_0 + v_f * t_i)}{10} \right)} \right) \quad \text{Equation 5}$$

Where:

- S_i is the percentage of full hammer energy of the i 'th strike
- N is the total number of strikes for the pile installation
- $L_{S,E}$ is the sound exposure source level at 1 m distance at 100% hammer energy.
- X and A describe the sound exposure propagation losses (EPL) for the specific project site
- r_0 is the marine mammal distance to source at the onset of piling
- v_f is the swim speed of the marine mammal directly away from the source
- t_i is the time difference between onset of piling, and the i 'th strike.

The parameters related to the source level, hammer energy, number of strikes and time interval between each strike should be based on realistic worst-case assumptions and can be achieved through a site-specific drivability analysis. The relationship between hammer energy level and pile strike number is referred to as the hammer curve.

The sound propagation parameters (X and A) must be determined through an advanced sound propagation model, in which all relevant site-specific environmental parameters are considered.

The calculation model presented in Equation 5, is used throughout the report for all calculations of cumulative SEL. Furthermore, the Danish approach of including all installations occurring within a 24-hour period is adopted, and $L_{E,cum,24h}$ is therefore used for the remainder of this report.

3.5. Maximum-over-depth

Sound propagation modelling is conducted in a number of directions, or radials, from source outwards. For each radial, the sound propagation loss is calculated in a range x depth grid, with spacing chosen based on local conditions. As the sound propagation loss will not be the same at all depths, a worst case approach is taken, whereby for each range step, the lowest (most conservative) sound propagation loss over all modelled depths, is used, and the rest are discarded. This concept is called Maximum-Over-Depth (MOD) and ensures a conservative approach, such that all extracted sound levels represent the highest level at any depth at each distance throughout the model area.

It should be noted, that in this way, surface plots showing underwater noise contours, will not represent a certain depth, but rather the maximum sound levels over all depths.

4. Underwater noise impact criteria

Guidance or threshold values for regulating underwater noise during construction of OWFs (pile driving) have been developed by several different countries and international organizations. There are different approaches in the different countries when it comes to assessing impacts from pile driving on marine mammals and fish. The project area is located in the Finnish EEZ, and Finland does not have established guidelines for underwater noise from impact pile driving. On the reasoning for the modelled threshold values, the reader is referred to the respective impact assessments for fish and marine mammals.

4.1. Applied threshold for fish

Unmitigated pile driving turbine foundations into the seabed can cause extreme underwater noise levels and is one of the largest potential pressures to fish in all life stages in areas where turbines will be established. Fish eggs and fish larvae are not particularly sensitive to underwater noise and are primarily affected when underwater noise is so high that it can damage their tissue (Andersson et al., 2017). Generally, the frequency range, where fish hear best, is similar to the frequencies with the largest acoustic energy emission generated by pile driving (Bellmann, 2018; Richardson, et al., 1995).

Fish have a wide range of hearing capabilities to perceive underwater noise and can be classified as hearing generalists or hearing specialists (Fay et al., 1999) (Sand & Karlsen, 2000) depending on the species. The most perceptive fish species to underwater noise are those with swim bladders linked to inner ears, which include clupeids such as the pelagic species sprat and herring (Popper et al., 2014). These species can hear frequencies that span from infrasound (<20 Hz) up to approximately 8 kHz, however with decreasing sensitivity the higher the frequency (Enger, 1967; Sand & Karlsen, 2000). Other species with swim bladders but less specialized internal connections with inner ears, are cod-fish, salmon and mackerel, which can be considered hearing generalists with slightly less sensitivity to perceive underwater noise (Chapman & Hawkins, 1973) (Popper, et al., 2014). These species can hear sound from infrasound up to 500 Hz (Chapman & Hawkins, 1973). In almost all demersal fish, such as flatfish, the swim bladder degenerates after the larval stage and thus demersal fish species have poor hearing capabilities and are not particularly sensitive to underwater noise (Karlsen, 1992). These and other demersal fish species associated with seabed habitats such as gobies (Gobiidae), sculpins (Cottidae), dragonet etc. are hearing generalists with poor hearing capabilities and low sensitivity to noise that typically hear in the range from infrasound up to a few 100 Hz (Sand & Karlsen, 2000).

Auditory threshold shift (TTS and PTS)

Specific knowledge of how different fish species react to noise (behavioural responses) is relatively limited and there is no consensus on behavioural thresholds in fish. Defining one common behavioural threshold criteria for fish is difficult and can never fit all fishes, since species vary greatly in so many ways. There are differences in their hearing capabilities and how they respond to stimuli in general (swim away, bury in the substrate, etc.) that will affect whether a sound at a given level will elicit a response or not. Moreover, responses to a signal may vary within a species, and even a single animal, depending on things such as sex, age, size, and motivation (feeding, mating, moving around a home range, etc.) As a consequence, developing behavioural guidelines is far harder than developing guidelines for physiological effects especially since behavioural responses are.

Elevated levels of underwater noise as well as continuous and accumulated noise (SEL_{cum}) can result in a decrease in hearing sensitivity in fish. If hearing returns to normal after a recovery time, the effect is a temporary threshold shift (TTS). Sound intensity, frequency, and duration of exposure are important factors for the degree and magnitude of hearing loss, as well as the length of the recovery time (Neo et. al., 2014) (Andersson et al., 2017). Extreme levels of noise from, for example, pile driving can be so high that they can cause permanent hearing loss (PTS) from damage to tissue and hearing organs when in the near vicinity of the activity, which can be fatal for fish, fish eggs and fish larvae (Andersson et al., 2017).

Guidelines for temporary hearing loss (TTS) in fish species with a swim bladder involved in hearing, called a hearing specialist (e.g. herrings) and fish with a swim bladder that is not involved in hearing, called a hearing generalist (e.g. cod) (Popper et al., 2014) are given in Table 4.1.

Table 4.1: Unweighted threshold criteria for fish (Andersson, et al., 2016), (Popper, et al., 2014).

Species	Swim speed [m/s]	Species specific unweighted thresholds (Impulsive)	
		$L_{E,cum,24h,unweighted}$	
		TTS [dB]	Injury [dB]
Stationary fish	0	186	204
Juvenile Cod	0.38	186	204
Adult Cod	0.9	186	204
Herring	1.04	186	204
Larvae and eggs	-	-	207

Cod do not occur in the project area for Halla OWF, however as the threshold to represent other hearing generalist like salmon, smelt and whitefish, which occur in the project area for Halla OWF. Thresholds for tissue damage and hearing loss leading to mortality in fish, fish eggs and larvae are also given in Table 4.1. Fish species without swim bladders (primarily demersal species) including all flatfish species and other demersal species, are much less perceptive to noise than fish species with swim bladders (primarily pelagic) and codfish, and it can be expected that actual tolerance thresholds for demersal fish are higher than pelagic fish. However, because information of threshold values is very limited, the threshold values for the least tolerant fish species are used for all species including demersal species in this analysis.

Threshold levels for when fish begin to experience hearing loss depending on their hearing capabilities, begins at around 186 dB SEL_{cum} for fish least tolerant to noise (Table 4.1). Conservatively, the noise level where irreversible

hearing loss and permanent injuries leading to mortality is set at 204 dB for all fish, and at 207 dB SELcum for fish larvae and eggs.

Assessment of the noise impact on fish, larvae and eggs are all based on frequency unweighted threshold levels using the metric $L_{E,cum,24h}$, and are presented in Table 4.1. The threshold is adopted from (Andersson, et al., 2016) and (Popper, et al., 2014).

4.2. Applied threshold for marine mammals

As seals are adapted to life both in water and on land, their hearing ability has adapted to function in both environments. Seals produce a wide variety of communication calls both in air and in water, e.g., in connection with mating behaviour and defence of territory. There is limited knowledge of the underwater hearing abilities of grey and ringed seal. However the hearing threshold of harbour seals are generally recommended to be used as a conservative estimate of the hearing threshold for those Phocids ('true seals'), where the hearing has not yet been as thoroughly investigated (Southall, et al., 2019). Seals hear well in the frequency range from a few hundred Hz up to 50 kHz.

Based on the newest scientific literature, it is recommended that the $L_{E,cum,24h}$ and frequency weighting is used to assess TTS and PTS. Threshold levels for TTS and PTS are primarily based on a large study from the American National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA), (NOAA, 2018), where species specific frequency weighting is proposed, accounting for the hearing sensitivity of each species when estimating the impact of a given noise source.

In (NOAA, 2018) the marine mammal species, are divided into four hearing groups, revised in wording in (Southall, et al., 2019), in regard to their frequency specific hearing sensitivities: 1) Low-frequency (LF) cetaceans, 2) High-frequency (HF) cetaceans, 3) Very High-frequency (VHF) cetaceans, 4) and Phocid pinnipeds (PCW) in water. For this project, only the latter is relevant. More details about the hearing groups and their frequency sensitivities are given in section 4.4. The hearing group weighted threshold criteria can be seen in Table 4.2.

There is a general lack of quantitative information about avoidance behavior and impact ranges of seals exposed to pile driving noise and the few studies point in different directions. During construction of offshore wind farms in The Wash, south-east England in 2012, harbour seals usage (abundance) was significantly reduced up to 25 km from the pile driving site during unmitigated pile driving (Russell, et al., 2016). Based on the results, Russell et al. (2016) suggested that the reaction distance for seals to unabated pile driving was comparable to that of harbour porpoises. On the other hand, Blackwell et al. (2004) studied the reaction of ringed seals to pile driving in connection with establishment of an artificial island in the arctic and saw limited reactions to the noise. As a precautionary approach, it has been assumed that seals react to underwater noise from piledriving at the same distance as harbour porpoise.

A literature review of avoidance behaviour and onset threshold levels in (Tougaard, 2021), included both studies in captivity where pile driving noise was played back at greatly reduced levels, and field studies of reactions of wild porpoises to full-scale pile driving. From the review, the conclusion in (Tougaard, 2021) is that the behavioural avoidance threshold is in the range between $L_{p,125ms} = 95 - 110$ dB re. 1 μ Pa, and a suitable single value of $L_{p,125ms} = 103$ dB re. 1 μ Pa VHF-weighted. The single value is obtained from (Band, et al., 2016) which includes the largest amount of empirical data. In the present report, a behavioural threshold for harbour porpoises of 103 dB $L_{p,125ms}$ VHF-weighted is therefore used, see Table 4.2.

Table 4.2: Species specific weighted threshold criteria for earless seals. This is a revised version of Table AE-1 in (NOAA, 2018) to highlight the important species in the project area (NOAA, 2018) including behaviour response. "xx" indicates the weighting function.

Species	Species specific weighted thresholds (non-impulsive)		Species specific weighted thresholds (Impulsive)		
	$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{p,125ms,VHF}$
	TTS [dB]	PTS [dB]	TTS [dB]	PTS [dB]	Behaviour [dB]
Seal (PCW)	181	201	170	185	103

Thresholds listed as "non-impulsive", apply for continuous noise (e.g., ship noise) and whilst impulsive noise is expected to transition towards continuous noise over distance from the source, this transition is not expected to occur within the distances at which PTS and/or TTS can potentially occur as a result of these activities. For impulsive sources such as pile driving, stricter threshold levels apply as listed in Table 4.2. Threshold levels for continuous noise are more lenient, than those for impulsive noise, and use of the impulsive noise criteria, therefore provides conservative distance-to-threshold. The non-impulsive thresholds will not be considered further in this report.

4.3. Distance-To-Threshold

The impact criteria, as presented in section 4.1 and 4.2, rely on determining the Distance-To-Threshold (DTT), $r_{<threshold>}$, which are the distances at which the various thresholds are likely to occur.

As such, DTT for PTS (DTT_{PTS}) is symbolized as r_{PTS} and TTS (DTT_{TTS}) is symbolized as r_{TTS} , both describing the minimum distance from the source, a marine mammal must be deterred to, prior to onset of the pile driving in order to avoid the respective impact. It does therefore not represent a specific measurable sound level, but rather a starting distance.

The DTT for behaviour, r_{behav} , on the other hand, describes the specific distance, up to which a behavioural response is likely to occur.

It should be noted, that for impact pile driving, a significant portion of the installation time will not be conducted applying maximum hammer energy, however a steadily increasing amount of energy from soft start (10-15% of hammer energy) through ramp up (15%-99%) to full power (100%). Depending on the soil conditions, the hammer energy requirements through the ramp up and full power phases will vary from site to site, and even between individual pile locations within a project site.

4.4. Frequency weighting functions

As described in previous sections, the impact assessment for underwater noise includes frequency weighted threshold levels. In this section, a brief technical explanation of the frequency weighting method is given.

Humans are most sensitive to frequencies in the range of 2 kHz - 5 kHz and for frequencies outside this range, the sensitivity decreases. This frequency-dependent sensitivity correlates to a weighting function, for the human auditory system it is called A-weighting. For marine mammals the same principle applies through the weighting function, $W(f)$, defined through Equation 6.

$$W(f) = C + 10 * \log_{10} \left(\frac{\left(\frac{f}{f_1}\right)^{2*a}}{\left[1 + \left(\frac{f}{f_1}\right)^2\right]^a * \left[1 + \left(\frac{f}{f_2}\right)^2\right]^b} \right) \text{ [dB]}$$

Equation 6

Where:

- **a** is describing how much the weighting function amplitude is decreasing for the lower frequencies.
- **b** is describing how much the weighting function amplitude is decreasing for the higher frequencies.
- **f₁** is the frequency at which the weighting function amplitude begins to decrease at the lower frequencies [kHz]
- **f₂** is the frequency at which the weighting function amplitude begins to decrease at the higher frequencies [kHz]
- **C** is the function gain [dB].

For an illustration of the parameters see Figure 4.1.

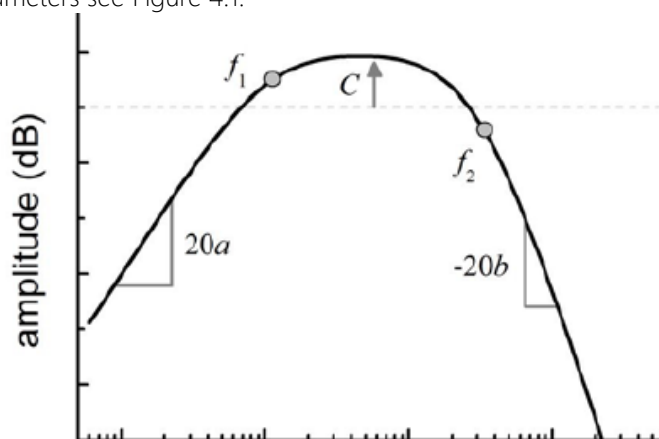


Figure 4.1: Illustration of the 5 parameters in the weighting function (NOAA, 2018).

The parameters in Equation 6 are defined for the relevant hearing groups and the values are presented in Table 4.3.

Table 4.3: Parameters for the weighting function for the relevant hearing groups (NOAA, 2018).

Hearing Group	a	b	f ₁ [kHz]	f ₂ [kHz]	C [dB]
Phocid Pinniped (PCW) (Underwater)	1.0	2	1.9	30	0.75

By inserting the values from Table 4.3 into Equation 6, the following spectra is obtained for the PCW hearing group (grey and ringed seals).

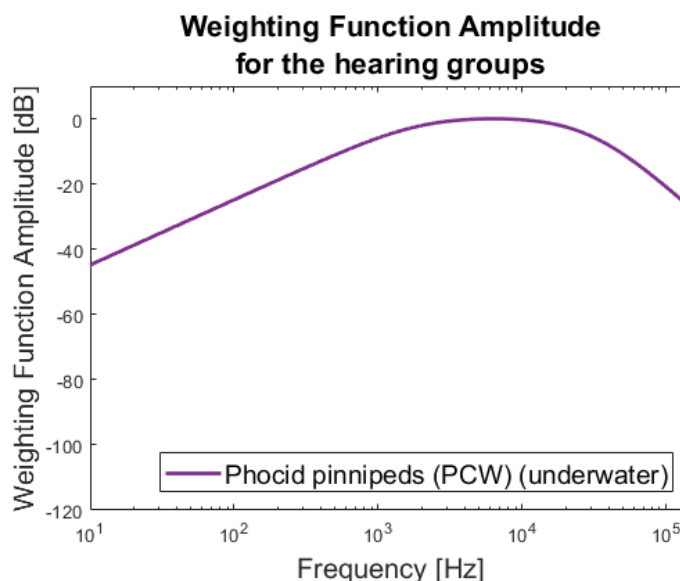


Figure 4.2: The weighting functions for seals (Phocid pinnipeds).

5. Ambient Underwater Noise Study

In this chapter, the ambient noise levels in the region are examined, based on available information, and the implications are discussed.

5.1. Ambient noise level

No site specific measurements of ambient noise for the Halla OWF area were conducted. For the Baltic Sea however, the ICES continuous underwater noise dataset (ICES, 2018), presents the underwater noise levels in the Baltic Sea as an average of each quarter of 2018 (Q1 – Q4). The noise maps represent a simplified modelled ambient noise level consisting of underwater noise from wind speed and vessel noise (based on AIS data). Noise levels are presented for individual 1/3 octave frequency bands as the median ambient noise level (SPL_{rms}) over all water depths for the quarter.

The noise levels are limited to three frequency bands of 63, 125 and 500 Hz. The two one-third octave band acoustic measurements centred at 63 and 125 Hz are used as international (European Union Marine Strategy Framework Directive) indicators for underwater ambient noise levels driven by shipping activity (EC Decision 2017/848, 2017). Noise maps for the project area and surroundings are shown in Figure 5.1 - Figure 5.3, for the frequency bands 63 Hz, 125 Hz and 500 Hz respectively. In addition to the 2018 data set, the data portal also features a 2014 data set (ICES, 2014) including a modelled noise map for the frequency band 2 kHz, see Figure 5.4.

The ICES maps show that the ambient noise levels are relatively invariant with season, and with frequency. Overall sound levels are below 100 dB in each frequency band and season. In Figure 5.5, the EMODnet vessel density map (EMODnet, CLS, 2022), is shown for the project area and surroundings for the months of February, May, August and November (as representative months for Q1 – Q4). By comparison, a certain correlation with shipping and noise level is observed, however due to the lack of any significant shipping lanes nearby, the noise level is more spatially distributed, rather than concentrated.

It should be noted that the ambient noise level is only modelled for four frequency bands, making it difficult to compare the impacts on marine life, especially for species with a high frequency hearing.

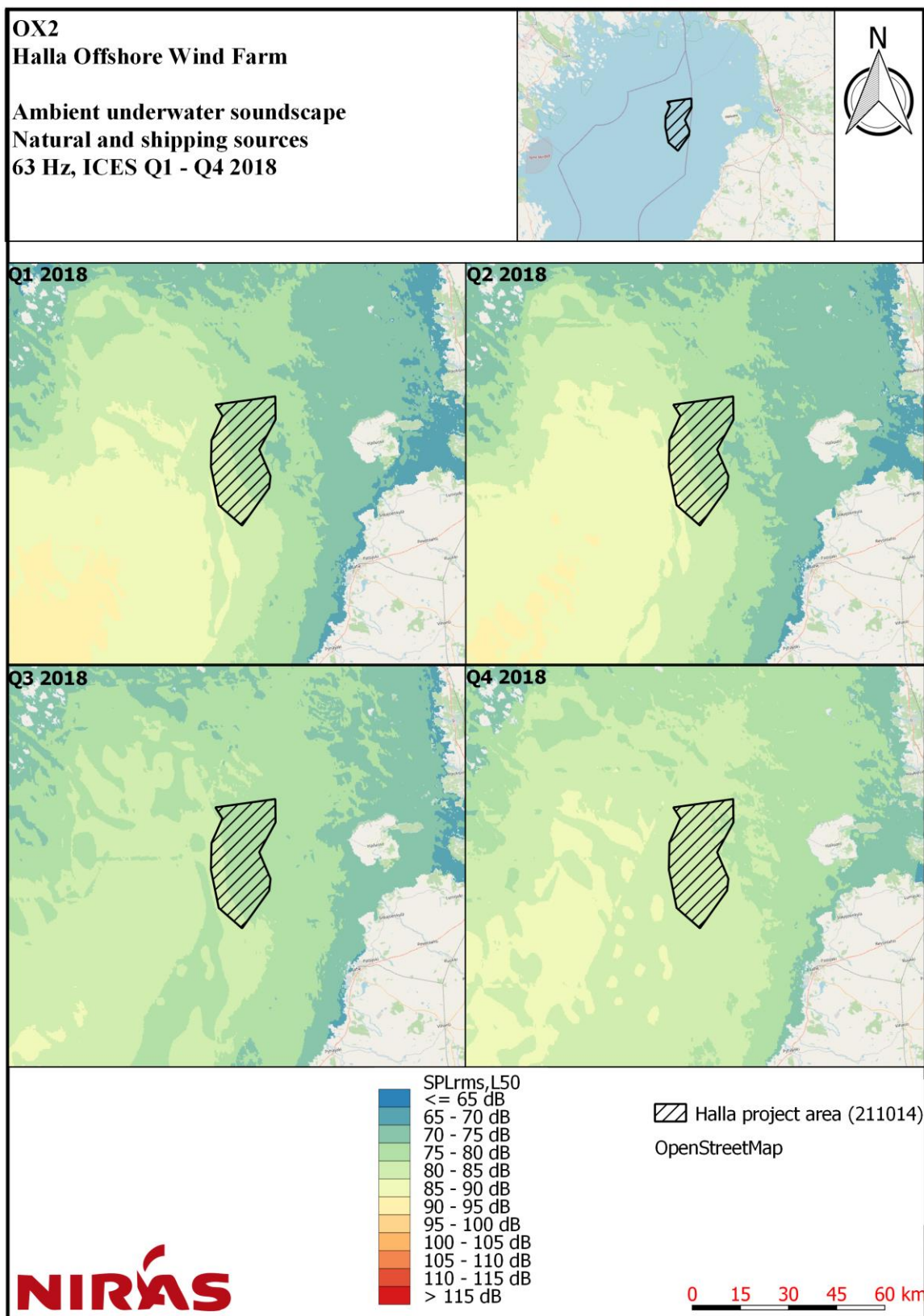


Figure 5.1: ICES soundscape map during Q1-Q4 2018, 50th percentile $SPL_{rms,63Hz}$ [dB re. $1\mu Pa^2$].

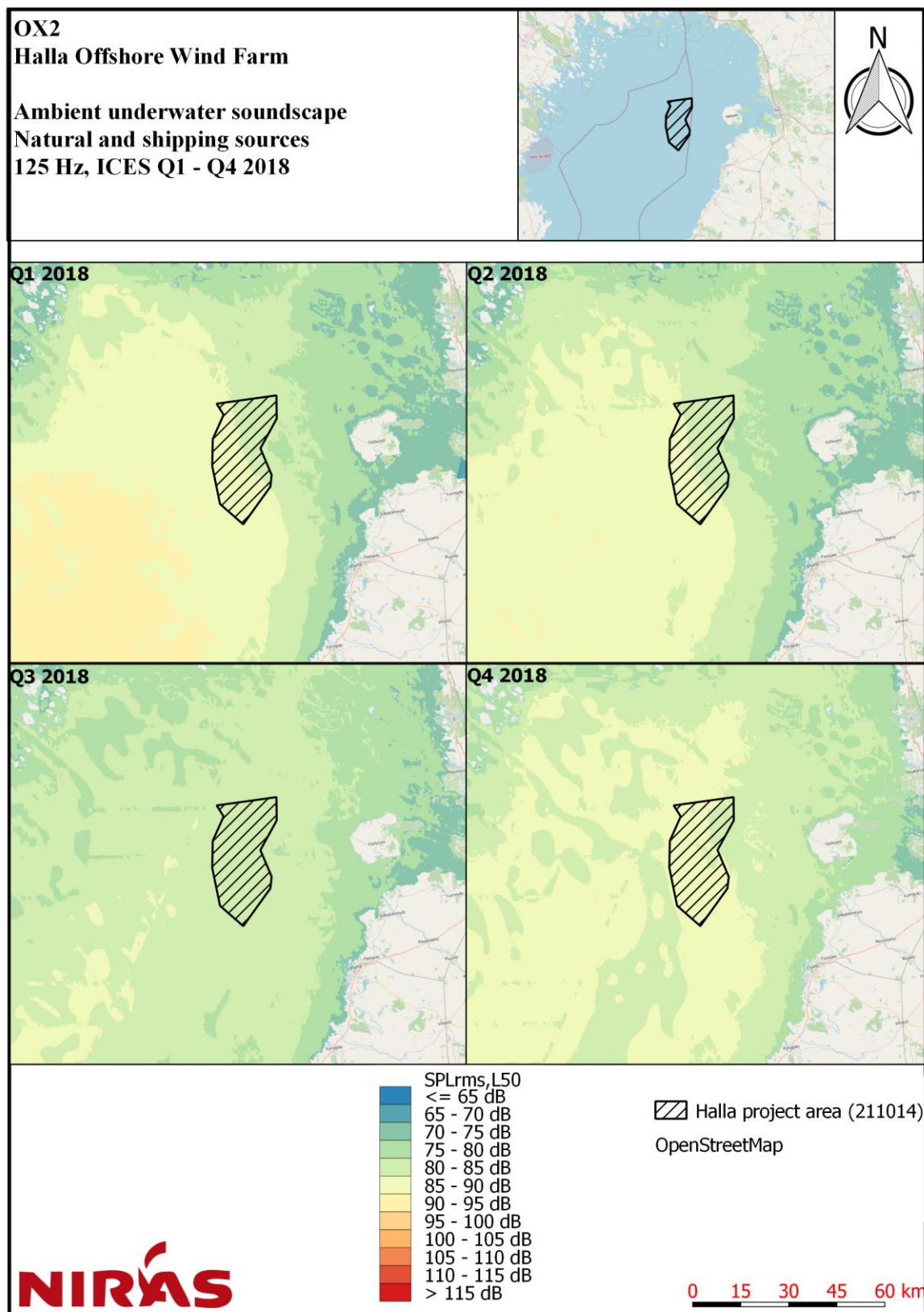
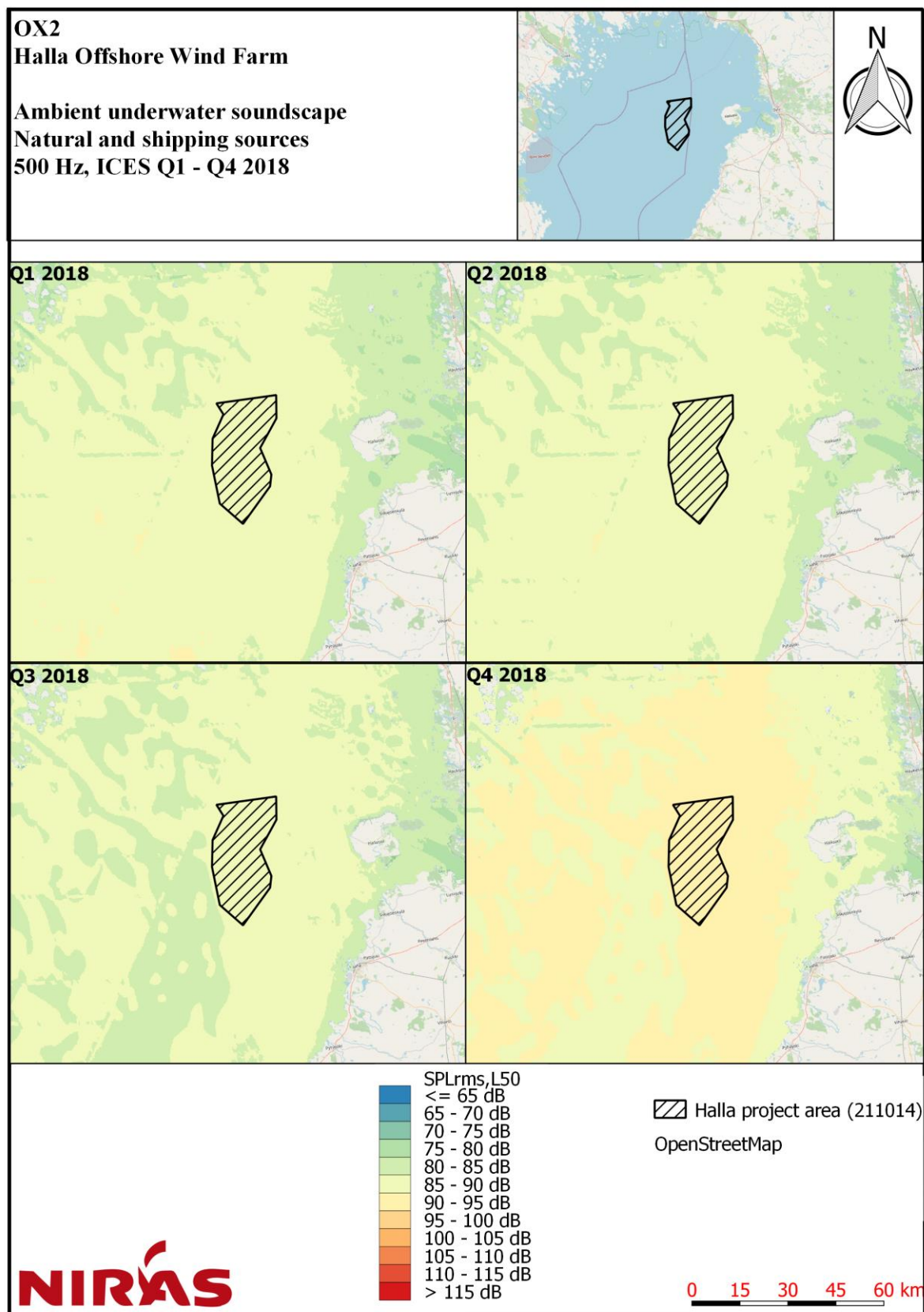


Figure 5.2: ICES soundscape map during Q1-Q4 2018, 50th percentile $SPL_{rms,125Hz}$ [dB re. 1 μ Pa²].



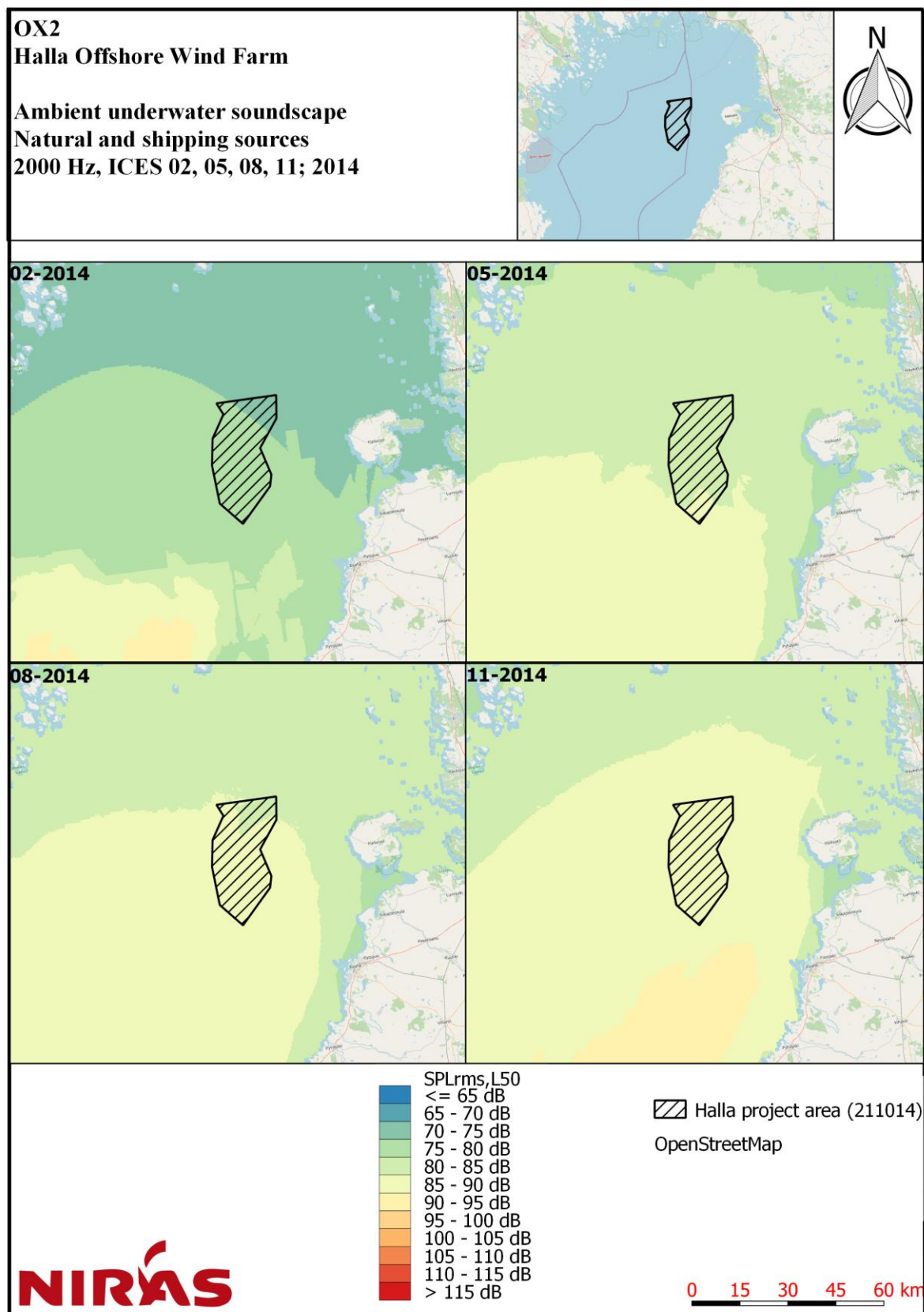


Figure 5.4: ICES soundscape map during Feb, May, Aug, Nov 2014, 50th percentile $SPL_{rms,2kHz}$ [dB re. 1 μ Pa²].

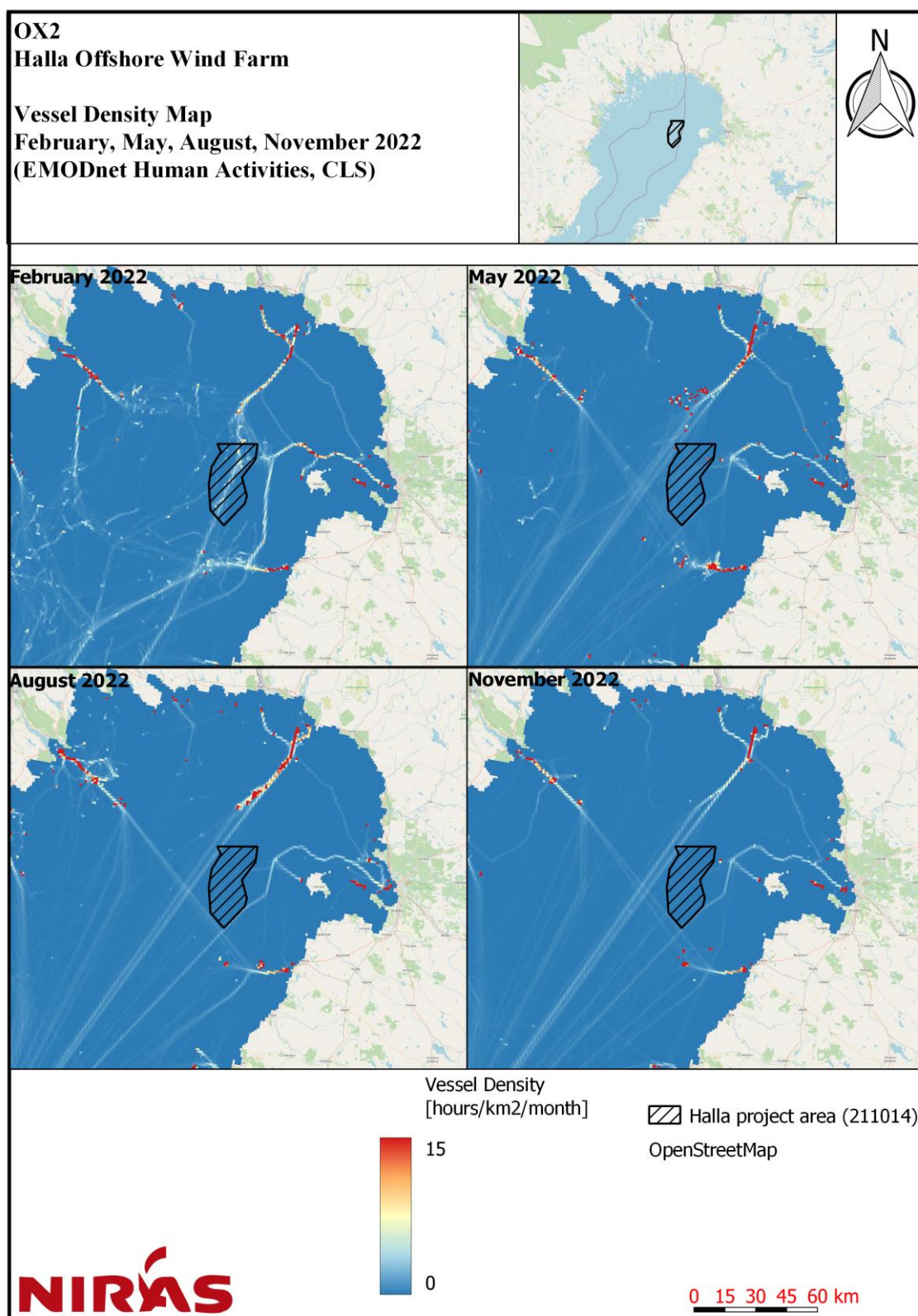


Figure 5.5: Vessel density map from 2022, from EMODnet (EMODnet, CLS, 2022) based on AIS data from CLS.

6. Underwater sound propagation modelling background knowledge

Underwater sound propagation modelling for pile driving activities requires two parts. The first part, is a source model that approximates the actual pile driving sound emission as closely as possible, based on the project specific installation parameters. The concept of source model implementation is discussed in section 6.1 supplied with a description of underwater noise mitigation measures in section 6.2.

The second part is an underwater sound propagation model that approximates the propagation characteristics of the local (and regional) environment around the pile installation position. Such a model should include as detailed information as available for the environmental parameters of importance, most notable the bathymetry, seabed sediments, as well as salinity, temperature and sound speed profiles. The sound propagation model concepts are discussed in section 6.3. The implementation method for the environmental parameters is described in section 6.4.

6.1. Source model concept

The source model must represent the actual underwater sound source as accurately as possible, with regards to both source level, frequency content, as well as the temporal aspects of the activity. Any mitigation measures intended must also be included. These parameters are described in detail in the following sections.

6.1.1. Pile driving source level

The best available knowledge on the relationship between pile size and sound level, comes from a report on measured sound levels from pile driving activities in (Bellmann, et al., 2020), which provides a graphic summary of measured sound levels at 750 m distance as a function of pile size. This is shown in Figure 6.1. The measurements are all normalized to 750 m distance from the pile.

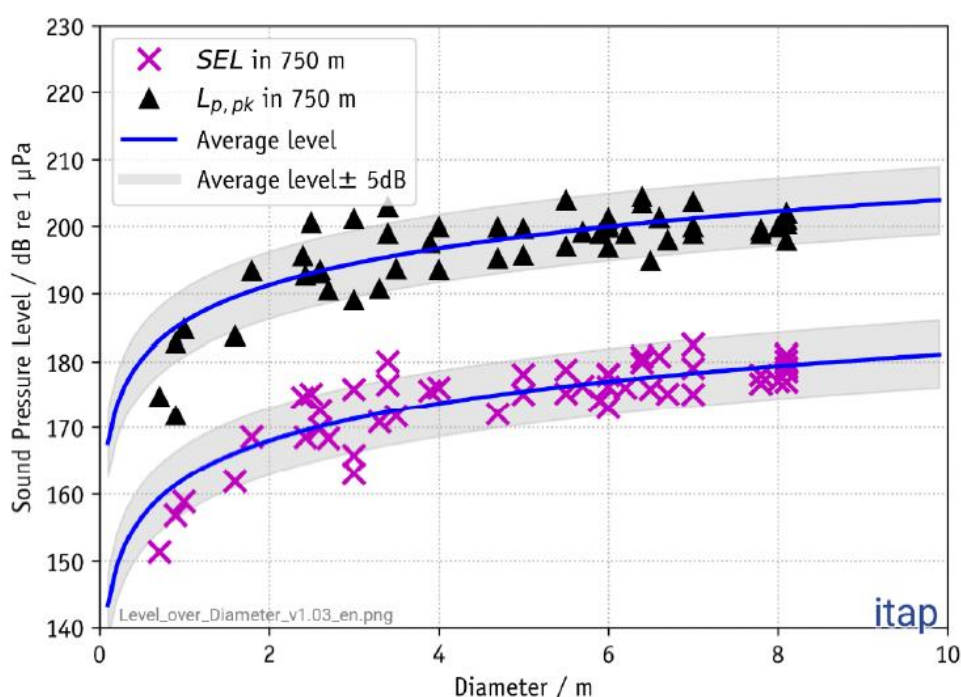


Figure 6.1: Relationship between measured SPL and SEL levels, measured at 750 m distance, and pile size (Bellmann, et al., 2020).

Examining Figure 6.1, the blue curve shows the best fit of the measurement results. For the SEL results, this relationship between pile size and measured level is approximately $\Delta\text{SEL} = 20 * \log_{10} \left(\frac{D_2}{D_1} \right)$ where D_1 and D_2 are the diameter of 2 piles, and ΔSEL is the dB difference in sound level between the two. This relationship shows that, when doubling the diameter, SEL increases by 6 dB.

In order to use this data in an underwater sound propagation model, the source level at 1 m distance must be known. A common method to achieve this is through back-calculating empirical data from measurements to 1 m, whereby an equivalent source level represented as a point source is obtained. This is done, using a combination of Thiele's equation for sound propagation (Thiele, 2002), as well as NIRAS own calibration model based on several measurements at real sites. It should be noted that this approach will result in the measured sound levels at 750 m and provide accurate prognosis at further distances. It is however less accurate at distances closer to the source than 750 m as the near field is prone to significant positive and destructive interference patterns.

From Figure 6.1 it should be noted that variations in measured sound levels for a specific pile size do occur, as indicated by the spread of datapoints, around the fitted (blue) lines. This spread gives a 95%-confidence interval of ± 5 dB which is indicated by the grey shaded areas. This is considered to be a result of varying site conditions and hammer efficiency applied for the individual pile installations and projects. For any project, it should therefore be considered whether the site and project specific conditions call for a more cautious source level estimate, than that of the average fitted line. In the following section, the different parameters which give rise to uncertainties regarding the source level, are examined.

6.1.1.1. Uncertainties in determining source level

In the following, several parameters influencing the actual source level for any specific installation are examined briefly.

Soil resistance

The foundation is installed by driving the piles into the seabed, which requires the predominant soil resistance has to be overcome. In general, the larger the soil resistance, the higher the blow energy required, which in turn increases the noise output (Bellmann, et al., 2020). For this reason, the harder, more compacted, and typically deeper, sediment layers require more force to be applied, thus increasing hammer energy and noise output as the piling progresses.

Water depth

The water depth, in shallow water, can also influence the noise emission. As the water depth decreases, the cut-off frequency increases, which can be seen in Figure 6.2. Frequency content of the noise source, below the cut-off frequency, has difficulty propagating through the water column, and will be attenuated at an increased rate, compared to frequency content above the cut-off (Bellmann, et al., 2020).

The cut-off frequency is dependent on, not only the water depth, but also the upper sediment type of the seabed.

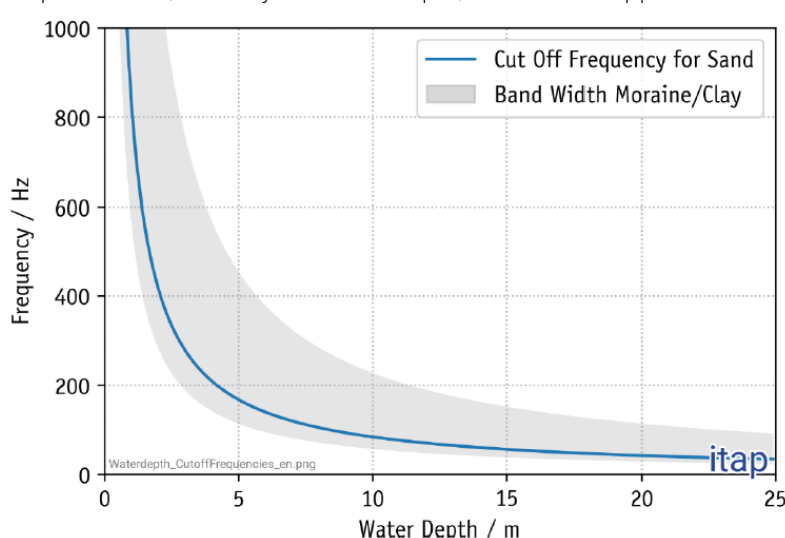


Figure 6.2: Cut off frequency and its dependency on sediment type and water depth (Bellmann, et al., 2020).

Hammer energy

An increase in hammer energy applied to a pile, will transfer more energy into the pile and therefore also results in a higher noise emission. In Figure 6.3, which shows the SEL versus penetration depth and blow energy, it can be observed how increasing the blow energy, also increases the measured SEL.

This relationship is approximated by 2-3 dB increase in measured SEL every time the blow energy is doubled (Bellmann, et al., 2020).

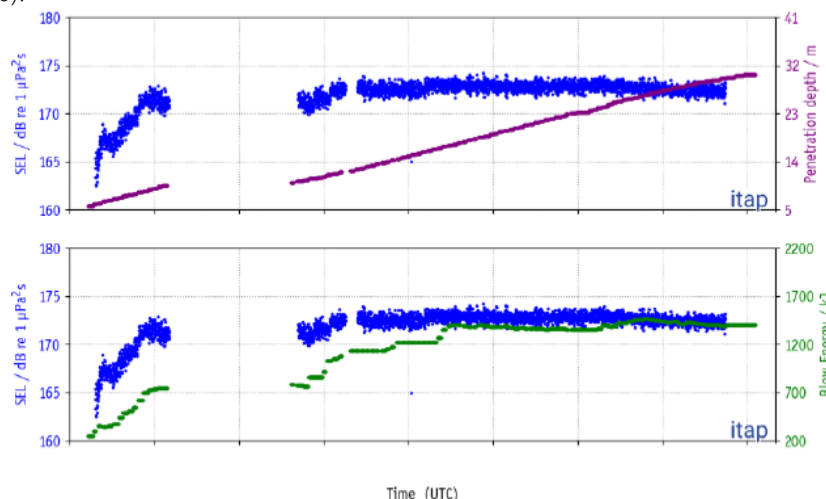


Figure 6.3: Relationship between SEL versus penetration depths and blow energy (Bellmann, et al., 2020).

Impact hammer type

Modern impact pile drivers typically consist of a large mass, or weight, suspended inside a hydraulic chamber, where the pressurized hydraulic fluid is used to push up the weight to the desired height, after which it is dropped. The impact is then transferred through an inner construction of shock absorbers and an anvil connected to the pile top. This motion transfers a large part of the applied energy to drive the pile downwards (Adegbulugbe, et al., 2019).

Using a large impact hammer with a heavy falling mass at 50-60% of its full capacity will, for acoustic reasons, lead to lower noise output compared to that from a smaller impact hammer using 100% capacity to achieve the same blow energy. While the two hammers will deliver the same energy to the pile, the maximum amplitude will be lower for the large impact hammer due to extended contact duration between hammer and pile-head. Different impact hammers can give up to several decibels difference (Bellmann, et al., 2020).

Pile length and degree of water immersion

A pile installation can be conducted through either above sea level piling, where the pile head is located above water level, or through below sea level piling, where the pile head is located below the water line. The former is typically the case for monopiles, while the latter is often the case for jacket piles (Bellmann, et al., 2020). A combination of the two is also possible, where the pile head is above water at the beginning of the pile installation and is fully submerged in the late stages of the piling.

Above water level piling automatically means that part of the pile is in contact with the entire water depth, and thus has a large radiating area. For below water level piling, this is not the case, as parts of the water column might no longer be occupied by the pile, but rather the hammer. For this reason, a higher noise emission is to be expected if the pile head is above water level (Bellmann, et al., 2020).

6.1.2. Pile driving frequency spectrum

Due to the natural variations of measured frequency content, Figure 6.4 (grey lines), between sites, piles, water depths, hammer energy levels and other factors, it is almost guaranteed that the frequency response measured for one pile will differ from that of any other pile, even within the same project.

Since it is practically impossible to predict the exact frequency spectrum for any specific pile installation, an averaged spectrum (red line), for use in predictive modelling, is proposed by (Bellmann, et al., 2020).

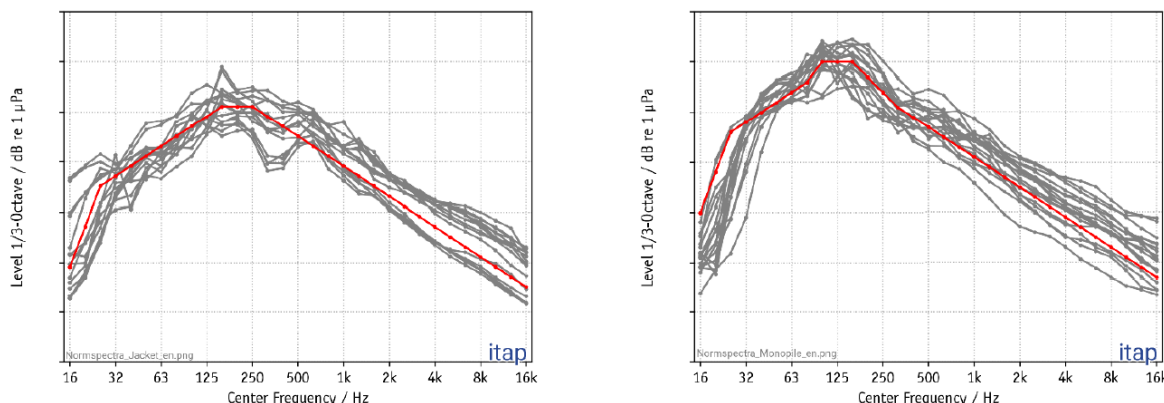


Figure 6.4: Measured pile driving frequency spectrum (grey lines) at 750m, with the averaged spectrum shown as the red line (Bellmann, et al., 2020). The spectrum ranges from 110-180 dB.

The spectrum shown to the left in Figure 6.4 is the pile driving frequency spectrum (grey lines) measured at 750 m for pin piles with diameters up to 3.5 m. The red line indicates the averaged spectrum and is proposed to be used as a theoretical model spectrum for sound propagation modelling of pin piles.

The right side of Figure 6.4 is showing the pile driving frequency spectrum (grey lines) measured at 750 m for monopiles with diameters of minimum 6 m. The red line indicates the averaged spectrum and is proposed to be used as a theoretical model spectrum for sound propagation modelling of monopiles for the measured spectrums.

6.2. Pile driving mitigation measures

As foundation structures become larger and more knowledge come to light about marine mammal hearing, the more unlikely it is that the projects can comply with local regulation without mitigation measures.

This section provides a brief description of different Noise Abatement Systems (NAS), used as a general descriptor for measures taken that reduce the underwater noise emitted. Such systems can be either on-pile systems, actively reducing the source noise output or near-pile which reduces the noise emission after it has entered the water column.

6.2.1. Noise abatement system types

6.2.1.1. Big bubble curtains

The most frequently applied technique uses big bubble curtains (BBC). Air is pumped into a hose system positioned around the pile installation at the bottom of the sea, at a distance of 50 – 200 m. The hoses are perforated and air bubbles leak and rise towards the surface as air is pressured to the hose via compressors on a surface vessel. This forms an air curtain through the entire water column from seabed to sea surface. Due to the change in sound speed in the water-air-water bubble interface, a significant part of the outgoing noise is reflected backwards and kept near the pile, while the remaining noise energy going through the bubble curtain is greatly attenuated (Tsouvalas, 2020). Part of the noise emission from pile driving occurs through the sediment, which is then reintroduced to the water column further from the pile. It is important, that bubble curtains are not placed too close to the pile, as this would

reduce their effectiveness on noise transmitted through the soil. By placing the bubble curtain further from the pile, it can mitigate some of this noise as it enters the water column. Bubble curtains usually surround the construction site completely leaving no gaps where noise is emitted unattenuated.

Currents can cause a drift in bubbles, but this difficulty can be overcome if the bubble curtain is installed in an oval rather than a circle. This system was used for example in Borkum West II, where a noise reduction of on average 11 dB (unweighted broadband) was achieved with the best configuration. This project tested different configurations. The success depended on three parameters: size of holes in the hosepipe (determines bubble sizes), spacing of holes (determines density of bubble curtain) and the amount of air used (air pressure). The best configuration was found to be with relatively small holes, a small spacing and using a substantial air pressure (Diederichs, et al., 2014).

The effect of bubble curtains can be increased further if a second bubble curtain is installed even further from the installation, referred to as a Double Big Bubble Curtain (DBBC). The effect is greatest if the distance between the systems is at least three times the water depth (Koschinski S et al., 2013).

6.2.1.2. *Pile sleeves*

A pile sleeve is an on-pile mitigation system forming a physical wall around the pile. One such system is the Noise Mitigation Screen from IHC (IHC-NMS) where a double walled steel sleeve with an air-filled cavity is positioned over the pile, thus using the impedance difference in the water-steel-air-steel-water interfaces to reduce the sound transmission. This system has been used for example at the German wind park Riffgat. Noise mitigation was assessed to be around 16-18 dB (Verfuß, 2014). Often, a pile sleeve NAS is applied in combination with a bubble curtain solution to increase the overall mitigation effect. The pile sleeve NAS however has an important limitation to consider for future installations, as the weight of the system is significant. With increasing pile sizes, the pile sleeve also increases in size, and thereby weight. It is uncertain whether this system is applicable for large future monopiles.

Cofferdams are a special type of pile sleeve. They also surround the pile, however in comparison to the IHC-NMS, the water in between the pile and the sleeve is extracted, so that the interface from pile to water becomes air-steel-water. These sleeves are deemed to reduce noise by around 20 dB, as demonstrated in Aarhus Bay (Verfuß, 2014). However, tests further offshore and in connection with the construction of wind parks have yet to be conducted (Verfuß, 2014). An inherent challenge with this solution is that it can be difficult to keep the water out of the cofferdam, as local sediment conditions can prevent a perfect water-tight seal with the seabed.

6.2.1.3. *Hydro-sound-dampers*

Hydro Sound Damper (HSD) systems are in many ways similar to the bubble curtain, however instead of using hoses with air, the curtain consists of fixed position air-filled balloons or foam-balls. The size, spacing and density of the foam balls or air-filled balloons then dictate the achievable noise mitigation. With the HSD system, it is possible to "tune" the NAS to work optimally at specific frequencies, thus allowing for project specific optimal solutions. For the same reason however, the system is typically less effective at other frequencies.

6.2.2. **Noise abatement system effectiveness**

For commercially available and proven NAS, a summary of achieved mitigation levels throughout completed installations is given in (Bellmann, et al., 2020), as shown in Figure 6.5. The listed broadband mitigation, ΔSEL represents a flat frequency spectrum, in order to compare the efficiency of the different mitigation systems on different pile installations. That is, the source level reduction achievable for a source with equal acoustic energy in all octave bands, also called pink noise. Pile driving spectra however, as described in section 6.1.2, are far from a flat octave band spectrum, and the effective noise mitigation achieved in terms of sound level measured with and without the system in use at a specific installation will therefore differ from the listed mitigation. In Figure 6.6, the broadband flat spectrum attenuation achieved with the different NAS, are instead given in 1/3 octave bands, thus showing the achieved mitigation per frequency band.

Lastly, it is important to recognize, that development of new and improved noise mitigation systems is an ongoing process, and with every offshore wind farm installed, new knowledge and often better solutions become available.

No.	Noise Abatement System resp. combination of Noise Abatement Systems (applied air volume for the (D)BBC; water depth)	Insertion loss Δ SEL [dB] (minimum / average / maximum)	Number of foundations
1	IHC-NMS (different designs) (water depth up to 40 m)	$13 \leq 15 \leq 17$ dB IHC-NMS8000 $15 \leq 16 \leq 17$ dB	> 450 > 65
2	HSD (water depth up to 40 m)	$10 \leq 11 \leq 12$ dB	> 340
3	optimized double BBC* ¹ ($> 0,5 \text{ m}^3/(\text{min m})$, water depth ~ 40 m)	$15 - 16$	1
4	combination IHC-NMS + optimized BBC ($> 0,3 \text{ m}^3/(\text{min m})$, water depth < 25 m)	$17 \leq 19 \leq 23$	> 100
5	combination IHC-NMS + optimized BBC ($> 0,4 \text{ m}^3/(\text{min m})$, water depth ~ 40 m)	$17 - 18$	> 10
6	combination IHC-NMS + optimized DBBC ($> 0,5 \text{ m}^3/(\text{min m})$, water depth ~ 40 m)	$19 \leq 21 \leq 22$	> 65
7	combination HSD + optimized BBC ($> 0,4 \text{ m}^3/(\text{min m})$, water depth ~ 30 m)	$15 \leq 16 \leq 20$	> 30
8	combination HSD + optimized DBBC ($> 0,5 \text{ m}^3/(\text{min m})$, water depth ~ 40 m)	$18 - 19$	> 30
9	GABC skirt-piles* ² (water depth bis ~ 40 m)	$\sim 2 - 3$	< 20
10	GABC main-piles* ³ (water depth bis ~ 30 m)	< 7	< 10
11	„noise-optimized“ pile-driving procedure (additional additive, primary noise mitigation measure; chapter 5.2.2)	$\sim 2 - 3$ dB per halving of the blow energy	

Figure 6.5: Achieved source mitigation effects at completed projects using different NAS, (Bellmann, et al., 2020).

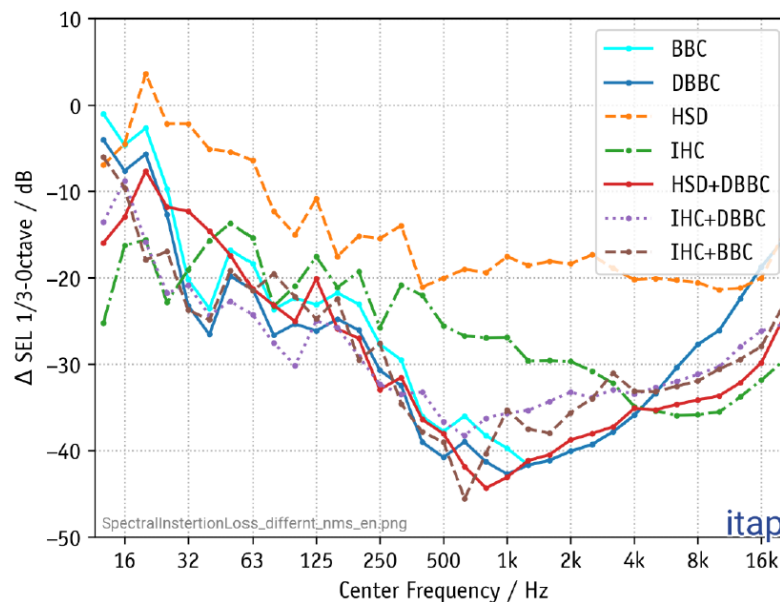


Figure 6.6: Frequency dependent noise reduction for NAS, (Bellmann, et al., 2020).

In Figure 6.6 the mitigation effect is provided as the noise level relative to installation without any active NAS, so the more negative the value, the better the mitigation effect. In numeric form, the mitigation effect in the different frequency bands is provided in Table 6.1.

Table 6.1: Mitigation effect of different Noise Abatement Systems (NAS) (Bellmann, et al., 2020). Values are indicated by frequency band specific mitigation effects. The more negative the value, the better the mitigation effect.

Frequency	Mitigation effect of NAS [dB]		
	BBC	DBBC	HSD-DBBC
12.5	-1	-4	-10
16	-5	-8	-13
20	-3	-6	-8
25	-10	-13	-12
31.5	-20	-23	-13
40	-23	-26	-14
50	-16	-20	-17
63	-18	-21	-22
80	-23	-27	-23
100	-22	-26	-25
125	-23	-27	-20
160	-22	-25	-26
200	-23	-26	-27
250	-28	-31	-33
315	-29	-32	-32
400	-37	-39	-36
500	-38	-41	-38
630	-36	-39	-42
800	-38	-41	-44
1k	-40	-43	-43
1.2k	-42	-42	-41
1.6k	-41	-41	-41
2k	-40	-40	-39
2.5k	-39	-39	-38
3.2k	-38	-38	-37
4k	-36	-36	-35
5k	-33	-33	-35
6.3k	-30	-30	-34
8k	-28	-28	-34
10k	-27	-27	-33
12.5k	-23	-23	-32
16k	-19	-19	-30
20k	-16	-16	-25
25k	-13	-13	-20

It should be noted from Table 6.1, that the HSD-DBBC mitigation effect is less than that of the DBBC system at individual frequencies in the low and mid frequency region. This would imply, that the mitigation effect is worse for a NAS consisting of an HSD and a DBBC system, compared to a DBBC system alone.

While the measurements would indeed indicate such an effect, it must be noted, that the representation method in (Bellmann, et al., 2020) does not represent the effect of a single fixed system used in different projects, but rather the average of a number of different systems, across different pile installations, across different project areas and current conditions. It is not clear from the report, when and where each NAS effect was measured, and it is therefore not possible to determine what would contribute to the achieved effects.

As the measurement results originate from German OWFs, it is however worth noting the measurement procedure for installations including NAS, where one pile is measured without any NAS active, one pile is measured with each individual NAS (such as BBC or IHC) and the rest of the piles are measured with all NAS active (such as IHC-NMS+DBBC). It is also worth emphasizing that the mitigation effect presented is the average of achieved mitigation, and given the continuous development of NAS technology, it is considered likely that performance would typically improve over time. Utilizing the reported average mitigation effect is therefore considered conservative. It should furthermore be expected, that entirely new and more effective NAS technologies and installation methods emerge in the coming years, however until such methods exist, it is not possible to include in a prognosis.

In summary, prediction of achievable mitigation effect for any system, based on past implementations, must be considered cautiously, and it should be expected that variations will occur between projects. The previously achieved mitigation effects can however be used more broadly to identify which type(s) of NAS is likely to be necessary for the current project, based on typical frequency specific mitigation effects.

If the purpose is to limit broadband noise output, an NAS with a high broadband mitigation effect could be a good choice. However if the purpose is to reduce the impact on a specific group of marine mammal or fish, the frequency specific mitigation effect should be considered when choosing NAS. As an example, the DBBC NAS is very effective at reducing the broadband noise level, however for species such as porpoise (VHF) and dolphin (HF), which both have high frequency hearing above 10 kHz, a combination of HSD with DBBC would provide significantly better protection. It is therefore recommended to always conduct detailed site and pile specific underwater sound emission modelling with incorporation of NAS available to the contractor, based on the project specific mitigation purpose.

6.3. Underwater sound propagation theory

This chapter provides a brief overview of underwater sound propagation theory and the software program used in the modelling, followed by a description of the inputs used for the propagation model. This includes environmental and source input parameters.

6.3.1. Underwater sound propagation basics

This section is based on (Jensen, et al., 2011) chapter 1 and chapter 3 as well as (Porter, 2011), and seeks to provide a brief introduction to sound propagation in saltwater. The interested reader is referred to (Jensen, et al., 2011) chapter 1, for a more detailed and thorough explanation of underwater sound propagation theory.

Sound levels generally decrease with increasing distance from the source, which is known as the propagation loss (PL), N_{PL} . The PL is affected by a number of parameters making it a complex process.

The speed of sound in the sea, and thus the sound propagation, is a function of both pressure, salinity and temperature, all of which are dependent on depth and the climate above the ocean and as such are very location dependent. The theory behind the sound propagation is not the topic of this report, however it is worth mentioning one aspect of the sound speed profile importance, as stated by Snell's law, Equation 7.

$$\frac{\cos(\theta)}{c} = \text{constant}$$

Equation 7

Where:

- θ is the ray angle [°]
- c is the speed of sound $\left[\frac{\text{m}}{\text{s}}\right]$.

This relationship implies that sound waves bend toward regions of low sound speed (Jensen, et al., 2011). The implications for sound in water are, that sound that enters a low velocity layer in the water column can get trapped there. This results in the sound being able to travel far with very low PL.

When a low velocity layer occurs near the sea surface, with sound speeds increasing with depth, it is referred to, as an upward refraction. This causes the sound waves to be reflected by sea surface more than by the seabed. As the sea surface is often modelled as a calm water scenario (no waves), it causes reduced PL, and thus a minimal loss of sound energy. This scenario will always be the worst-case situation in terms of sound PL. For some sound propagation models, this can introduce an overestimation of the sound propagation, if the surface roughness is not included.

When a high velocity layer occurs near the sea surface with the sound speed decreasing with depth, it is referred to, as a downward refraction. This causes the sound waves to be angled steeper towards the seabed rather than the sea surface, and it will thus be the nature of the seabed that determines the PL. Depending on the composition of the seabed some of the sound energy will be absorbed by the seabed and some will be reflected. A seabed composed of a relatively thick layer of soft mud will absorb more of the sound energy compared to a seabed composed of hard rock, which will cause a relatively high reflection of the sound energy.

In any general scenario, the upward refraction scenario will cause the lowest sound PL and thereby the highest sound levels over distance. In waters with strong currents, the relationship between temperature and salinity is relatively constant as the water is well-mixed throughout the year.

As an example, in the Baltic Sea, an estuary-like region with melted freshwater on top, and salty sea water at the bottom, the waters are generally not well-mixed and great differences in the relation between temperature and salinity over depth can be observed. Furthermore, this relationship depends heavily on the time of year, where the winter months are usually characterized by upward refracting or iso-velocity sound speed profiles. In the opposite end of the scale, the summer months usually have downward refracting sound speed profiles. In between the two seasons, the sound speed profile gradually changes between upward and downward refracting.

Another example is the Gulf and Bay of Bothnia, where ice cover is present during winter and spring. After the thaw, in April/May a gradual shift in sound speed profile from near-iso speed and/or upward refracting in the winter, to downward refracting takes place. This is observed based on temperature and salinity readings throughout the year. The readings come from the NOAAs World Ocean Atlas database (WOA18), freely available from the "National Oceanic and Atmospheric Administration" (NOAA) at <https://www.nodc.noaa.gov/OC5/woa18/>, (NOAA, 2019).

The physical properties of the sea surface and the seabed further affect the sound propagation by reflecting, absorbing and scattering the sound waves. Roughness, density and sound speed are among the surface/seabed properties that define how the sound propagation is affected by the boundaries.

The sea surface state is affected mainly by the climate above the water. The bigger the waves, the rougher the sea surface, and in turn, the bigger the PL from sound waves hitting the sea surface. In calm seas, the sea surface acts as a

very reflective interface with very low sound absorption, causing the sound to travel relatively far. In rough seas states, the sound energy will to a higher degree be reflected backwards toward the source location, and thus result in an increased PL. As previously mentioned, this is not always possible to include in sound propagation models, and the PL can therefore be under-estimated, leading to higher noise propagation than what would actually occur.

Another parameter that has influence on especially the high frequency PL over distance is the volume attenuation, defined as an absorption coefficient dependent on chemical conditions of the water column. This parameter has been approximated by Equation 8 (Jensen, et al., 2011):

$$\alpha' \cong 3.3 \times 10^{-3} + \frac{0.11f^2}{1 + f^2} + \frac{44f^2}{4100 + f^2} + 3.0 \times 10^{-4}f^2 \quad \left[\frac{\text{dB}}{\text{km}} \right] \quad \text{Equation 8}$$

Where f is the frequency of the wave in kHz. This infers that increasing frequency leads to increased absorption.

6.3.2. Numerical sound propagation models

There are different algorithms for modelling the sound propagation in the sea, all building on different concepts of seabed interaction and sound propagation. Commonly used sound propagation models for long distance modelling tasks are Ray tracing, Normal Modes (NM), and Parabolic Equation (PE).

Ray tracing has a good accuracy when working with frequencies above 200 Hz, however in very shallow waters, the minimum frequency would be higher, as the rays need space to properly propagate. Different techniques can be applied for ray tracing to improve and counteract certain of its inherent shortcomings (Jensen, et al., 2011). Ray tracing, furthermore, is the only algorithm that inherently supports directional sources, that is, sources that do not radiate sound equally in all directions.

The normal mode algorithm makes it possible to calculate the sound field at any position between the source and receiver. Since the modes grow linearly with frequency, the algorithm is usually used for low frequencies, because at high frequencies it is hard to find all the modes which contributed to the sound field (Wang, et al., 2014).

Last is the parabolic equation method, which is usually used for low frequencies, due to increasing computational requirements with frequency squared. This method is generally not used for frequencies higher than 1 kHz. The method is however more accepting of discontinuous sound speed profiles (Wang, et al., 2014).

In Table 6.2, an overview of the application range of the different sound propagation models is shown.

Table 6.2: An overview which indicates where the different sound propagation models are most optimal (Wang, et al., 2014).

Shallow water - low frequency	Shallow water - high frequency	Deep water – low frequency	Deep water - high frequency
Ray theory	Ray theory	Ray theory	Ray theory
Normal mode	Normal mode	Normal mode	Normal mode
Parabolic equation	Parabolic equation	Parabolic equation	Parabolic equation
Green – suitable; Amber – suitable with limitations; Red – not suitable or applicable			

In most real world sound propagation scenarios, a combination of two algorithms is typically preferred to cover the entire frequency range of interest, such as normal modes for the low frequencies and ray tracing for the high frequencies.

In this regard, the split between the two is typically defined as $f = \frac{8 \cdot c}{d}$ [Hz], where c is the speed of sound in [m/s] and d is the average bathymetry depth in [m]. This however assumes, that the change in bathymetry is not several orders of magnitude. If the bathymetry ranges from very shallow to very deep, it is likely that an optimal split frequency does not exist. In such cases, it might be necessary to choose between calculation range and calculation accuracy.

In sound propagation modelling using mitigation systems, the sound levels of interest usually occur up to a few tens of km from the source, and in most cases, the relevant bathymetry will either be shallow or deep, but rarely both. For sound propagation modelling using unmitigated source levels, where it is desired to prognosticate the propagation loss over tens to hundreds of km, it is however very likely that the bathymetry variation becomes problematic.

6.3.3. Underwater sound propagation modelling software

NIRAS uses the underwater noise modelling software: dBSea version 2.3.4, developed by Marshall Day Acoustics. The software uses 3D bathymetry, sediment and sound speed models as input data to build a 3D acoustic model of the environment and allows for the use of either individual sound propagation algorithms or combinations of multiple algorithms, based on the scenario and need. dBSea sound propagation results are afterwards post-processed in NIRAS' software package SILENCE, where distances to relevant thresholds are calculated and noise contour maps are created.

6.4. Environmental model

The sound propagation depends primarily on the site bathymetry, sediment and sound speed conditions. In the following, these input parameters are described in greater detail.

6.4.1. Bathymetry

dBSea incorporates range-dependent bathymetry modelling and supports raster and vector bathymetry import. Figure 6.7 shows a map of the bathymetry for Europe, where darker colours indicate deeper areas, and lighter colours indicate more shallow water. The resolution of the map is 115 x 115 meters. EMODnet has created the map using Satellite Derived Bathymetry (SDB) data products, bathymetric survey data sets, and composite digital terrain models from several sources. Where no data is available EMODnet has interpolated the bathymetry by integrating the GEBCO Digital Bathymetry (EMODnet, 2021).

6.4.2. Sediment

In dBSea, the sound interaction with the seabed is managed through specifying the thickness and acoustic properties of each seabed layer, where the uppermost layer is the most important. The thickness and acoustic properties of the layers, from seabed to bedrock, is generally obtained through literature research in combination with available site-specific survey findings.

For determining the top layer type, the seabed substrate map (Folk 7) from <https://www.emodnet-geology.eu/> is generally used. This map is shown in Figure 6.8.



Figure 6.7: Bathymetry map over European waters from EMODnet, where light blue indicates shallow waters and dark blue indicates deeper waters (EMODnet, 2021).

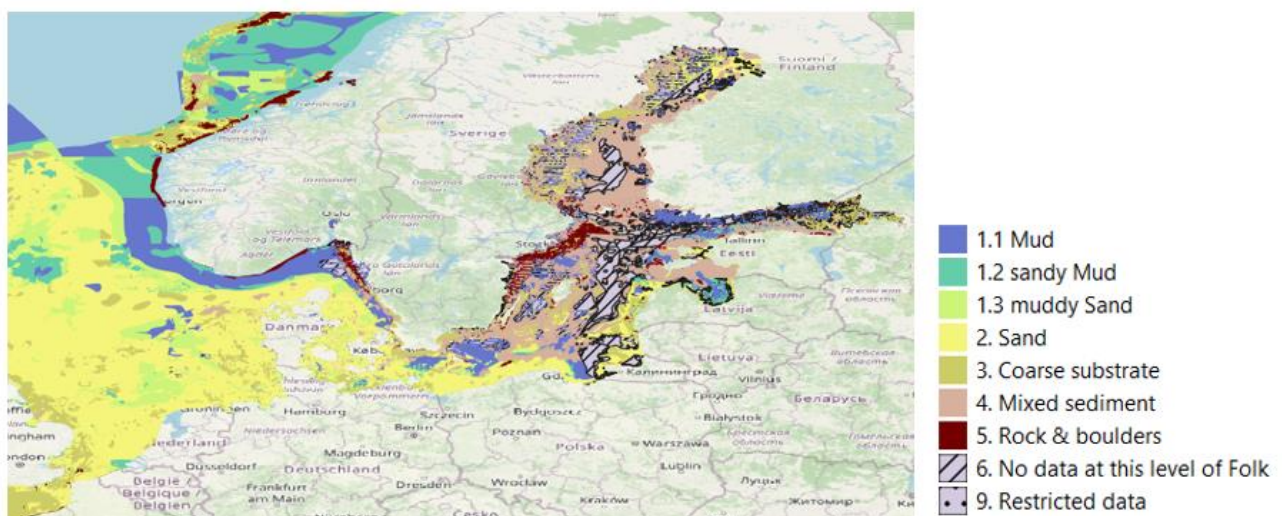


Figure 6.8: A section of the seabed substrate map, (Folk 7) (EMODnet, 2021).

6.4.3. Sound speed profile, salinity and temperature

The sound propagation also depends on the season and location dependent sound speed profile. To create an accurate sound speed profile, the temperature and salinity must be known throughout the water column for the time of year where the activities take place. As weather conditions prior to, and during installation can have an effect on the salinity and temperature profiles, early prognosis based on historical values will be connected with a degree of uncertainty.

NIRAS uses NOAA's WOA18, freely available from the "National Oceanic and Atmospheric Administration" (NOAA) at <https://www.nodc.noaa.gov/OC5/woa18/>, (NOAA, 2019) which contains temperature and salinity information at multiple depths throughout the water column.

For each of the sediment model positions, the nearest available sound speed profile, as well as average temperature and salinity are extracted for the desired months.

7. Underwater noise prognosis for pile driving activities

This chapter describes the project specific details relevant to the source model and sound propagation model, as described in chapter 5. Section 7.1 describes the project specific parameters used for the source model, and section 7.2 describes the environmental part of the sound propagation model. Settings used for the numerical sound propagation modelling software is provided in section 7.2.

7.1. Source model

7.1.1. Foundation types

It is not yet decided which foundation types will be used for the actual installation. It may be a single foundation type, or a mix of different foundation types. For the wind turbines, foundation types could include steel monopiles up to 18 m diameter, jacket foundations with pin piles up to 8 m diameter, gravitation or suction bucket or even floating structures with anchor piles.

Gravitation and suction bucket foundations are the foundation types with the lowest underwater noise emissions, and are considered negligible from an underwater noise impact perspective. These options are therefore not considered further in this report.

Floating foundations, consisting of a floating steel frame anchored to the seabed through a number of anchor lines. Each anchor line would then be securely fastened in the seabed to one or more anchor piles. Since floating foundation types are still largely untested, little data is available on pile sizes and the number of piles to be used per anchor line, however it is expected that pile size and number of piles is inversely proportional. So the more anchor piles used per anchor line, the smaller each pile would be. It is not expected that anchor piles in any case would exceed a diameter of 8 m, and they are therefore considered to have less underwater noise emission than both jacket and monopile foundations. Floating foundations will therefore not be treated further in this report.

In summary, it is assessed that the worst-case scenarios for the construction phase will be either monopiles of 18 m diameter, or jacket foundations with 4 x 8 m pin piles. Due to differences in the frequency spectrum and number of piles for the different foundation types, both are included in sound propagation modelling. Source models for the two scenarios are described further in section 7.1.3.

The sound propagation modelling, conducted in this report assumes a single pile installation within any 24-hour period for the monopile foundation type, and 4 pin piles per 24 hours for jacket foundations.

The technical source model parameters are provided in Table 7.1 for the monopile foundation scenario, and in Table 7.2 for the jacket foundation scenario.

The pile installation procedure for both foundation types include a soft start, at 10% of maximum hammer energy, a ramp up phase, where the energy is gradually increased from 10% - 100%, and a conservative estimate for the full power phase of the installation with 100% hammer energy.

Table 7.1: Technical specifications and pile driving procedure for scenario 1: 18 m monopile foundation.

Technical specification for scenario 1			
Foundation type		Monopile	
Impact hammer energy		6000 kJ	
Pile Diameter		18 m	
Total number of strikes pr. pile		10 400	
Number of piles per foundation		1	
Pile driving procedure			
Name	Number of strikes	% of maximum hammer energy	Time interval between strikes [s]
Soft start	200	10	2
Ramp-up	400 1000 500 500 800 2400	10 20 40 60 80 60	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Full power	4600	100	3.2

Table 7.2: Technical specifications and pile driving procedure for scenario 2: Jacket foundation with 4x8m pin piles.

Technical specification for scenario 2			
Foundation type		Jacket	
Impact hammer energy		6000 kJ	
Pile Diameter		8 m	
Total number of strikes pr. pile		10 400	
Number of piles per foundation		4	
Pile driving procedure			
Name	Number of strikes	% of maximum hammer energy	Time interval between strikes [s]
Soft start	150	10	2
Ramp-up	700 1000 500 500 1000	10 20 40 60 80	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Full power	6 550	100	2.6

7.1.2. Source positions

Sound propagation modelling for pile driving activities is conducted at the four positions shown in Figure 7.1. The source positions were chosen due to their location relative to maximum expected sound propagation. In Figure 7.2, the project area is shown in relation to the nearby Natura 2000 areas. In the following, distances to Natura 2000 areas are only listed for those where marine mammals are listed as a protected species.

- Position 1 is located at the northern part of the OWF area, at 46 km distance from the natura 2000 area "Peräme-
ren saaret". The water depth at the source position is 19 m, and topsoil sediments are mainly sand. This position is
considered representative worst case in regard to the sediment.

- Position 2 is located in the easternmost of the OWF area, at ~47 km distance from the natura 2000 areas "Perämeren saaret". The water depth at the source position is 19 m, and topsoil sediments are mainly "rock and boulders" and sand. This position is considered representative worst case in regard to the sediment.
- Position 3 is located at the middle of the OWF area, at ~60 km distance from the natura 2000 areas "Marakallen". The water depth at the source position is 30 m, and sediment conditions are a mainly sand. This position is considered representative worst case in regard to the water depth.
- Position 4 is located at the southernmost corner of the OWF area, at ~68 km distance from the natura 2000 areas "Marakallen". The water depth at the source position is 48 m, and sediment conditions are a mix of sand, bedrock and clay. This position is considered representative worst case in regard to the water depth and sediment.

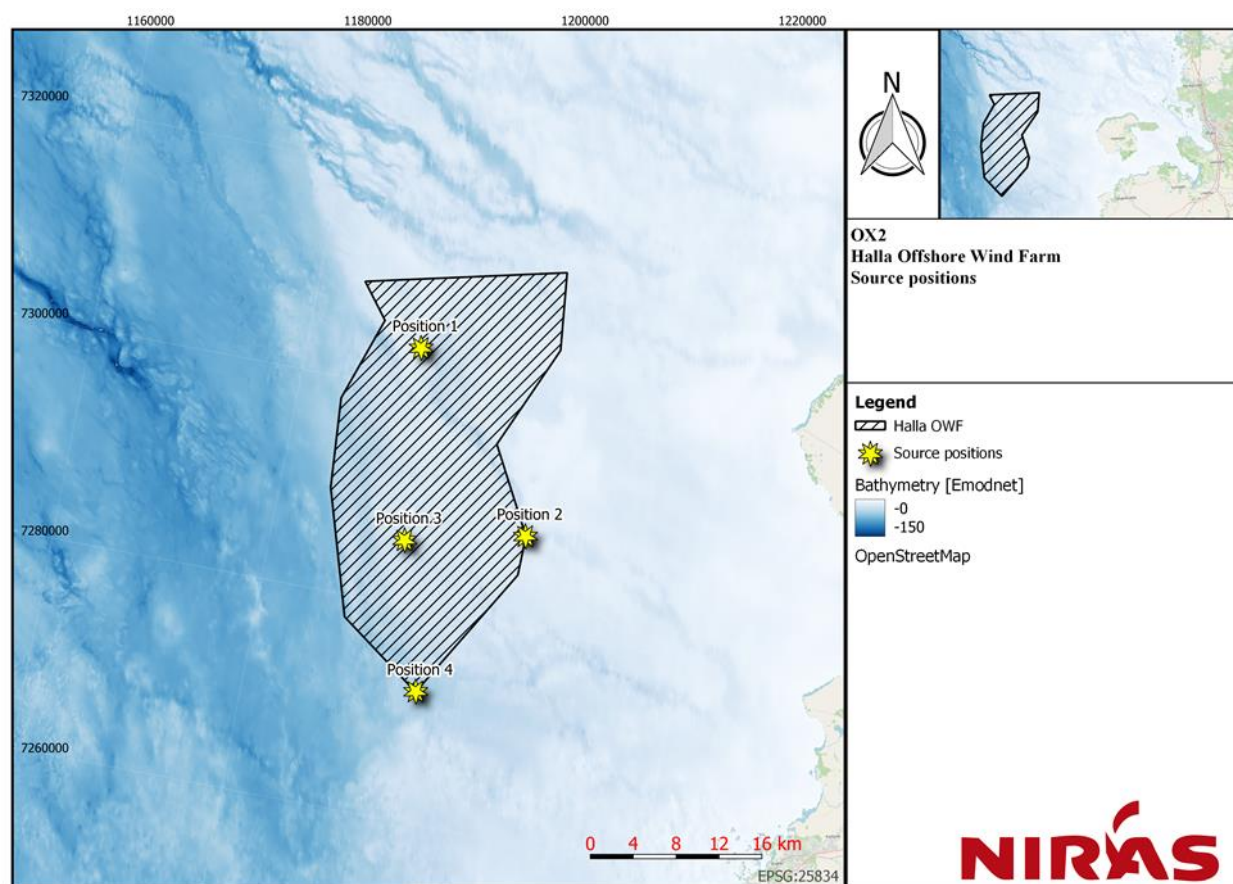


Figure 7.1: Source positions chosen for sound propagation modelling.

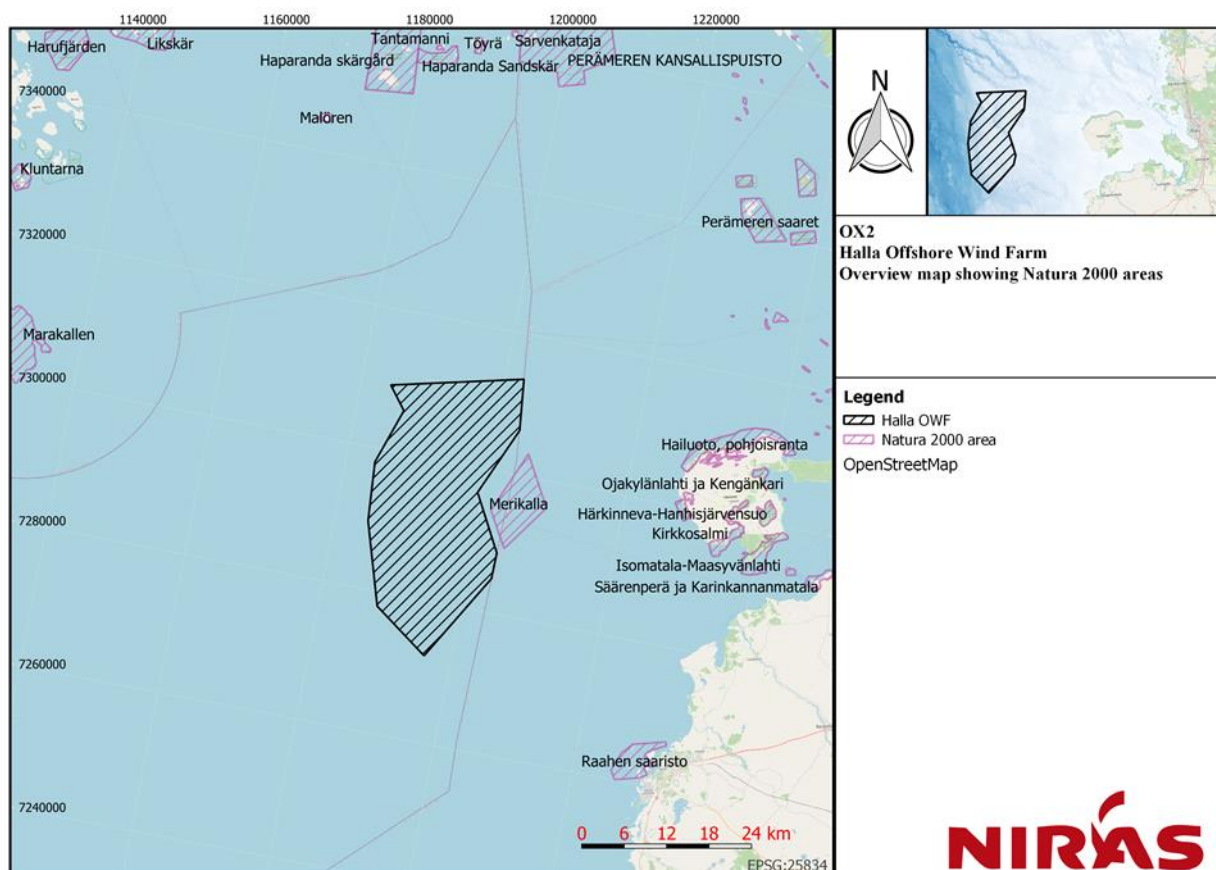


Figure 7.2: Overview of nearby Natura 2000 areas.

7.1.3. Source level and frequency spectrum

Following the methodology presented in the section 6.1, source levels and frequency spectrum for the two foundation scenarios are defined in the following subsections.

7.1.3.1. Foundation scenario 1: 18 m diameter monopile

For the monopile foundation scenario, the unmitigated and unweighted SEL at 750 m was derived to be: $SEL_{@750m} = 186.7 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Backcalculating this level to 1 m, results in $L_{S,E} = 229.9 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$. The source level is presented in all relevant metrics, with and without frequency weighting, see Table 7.3.

Table 7.3: Broadband source level for monopile foundation scenario, with and without frequency weighting.

Frequency weighting	Source level ($L_{S,E}$)[dB re. $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$]
Unweighted	229.9 dB
Phocid Carnivores in water (PCW)	206.4 dB

As previously mentioned, due to the unlikeliness of an unmitigated installation scenario being allowed, the source model includes the application of a noise mitigation effect. For the monopile foundation scenario, the DBBC mitigation effect presented in Table 6.1 was used. Unmitigated as well as mitigated source level in 1/3 octave bands are presented in Figure 7.3. For the mitigated scenario, source levels with applied frequency weightings are also shown.

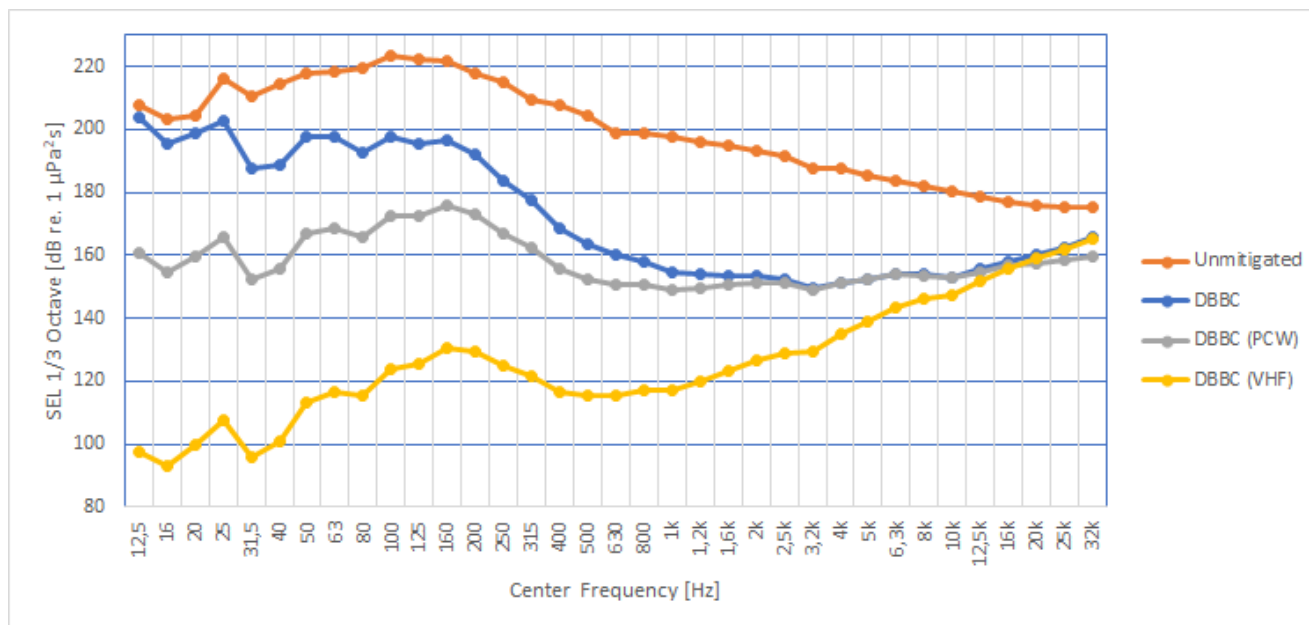


Figure 7.3: Source level in 1/3 octave bands for 18 m monopile; unmitigated and mitigated using DBBC equivalent mitigation effect.

7.1.3.2. Foundation scenario 2: Jacket foundation with 4x 8m pin piles

For the jacket foundation scenario, the unmitigated and unweighted SEL at 750 m was derived to be: $SEL_{@750m} = 180.5 \text{ dB re. } 1 \mu Pa^2 s$. Backcalculating this level to 1 m, results in $L_{S,E} = 222.4 \text{ dB re. } 1 \mu Pa^2 m^2 s$. The source level is presented in all relevant metrics, with and without frequency weighting, see Table 7.4.

Table 7.4: Broadband source level for jacket foundation scenario, with and without frequency weighting.

Frequency weighting	Source level ($L_{S,E}$) [dB re. $1 \mu Pa^2 m^2 s$]
Unweighted	222.4 dB
Phocid Carnivores in water (PCW)	204.8 dB

As previously mentioned, due to the unlikelihood of an unmitigated installation scenario being allowed, the source model includes the application of a noise mitigation effect. For the jacket foundation scenario, the DBBC mitigation effect presented in Table 6.1 was used. Unmitigated as well as mitigated source level in 1/3 octave bands are presented in Figure 7.4. For the mitigated scenario, source levels with applied frequency weightings are also shown.

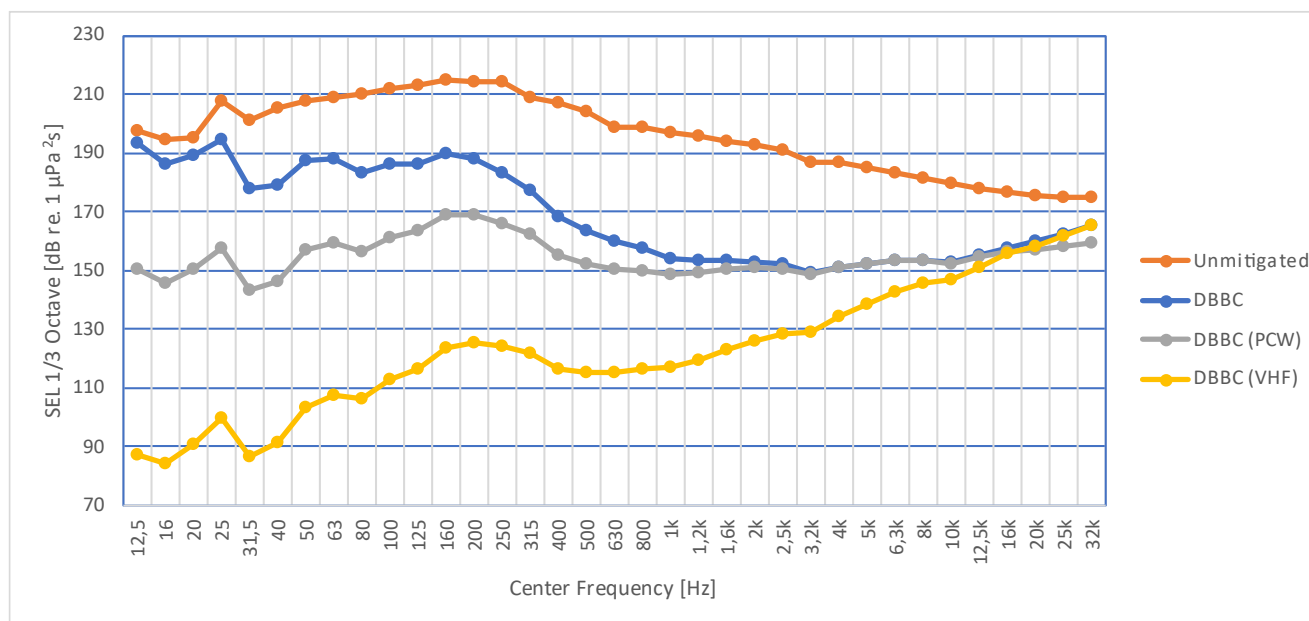


Figure 7.4: Source level in 1/3 octave bands for 8 m pin pile; unmitigated and mitigated using DBBC equivalent mitigation effect.

7.1.4. Installation of two foundations within a 24-hour period

If two foundations were to be installed within a 24-hour period, sound propagation and foundation type considered equal, it is assumed that the noise emission from each is similar. Differentiation between simultaneous/partially overlapping and sequential installation is important, and the consequence of each scenario is discussed in the following.

7.1.4.1. Installation of two foundations simultaneously

If the two foundations were to be installed at the same time, this would likely result in increased PTS and TTS impact distances (up to a factor 2 increase), as these thresholds are based on the time-dependent noise emission relative to the swim speed of the marine mammal.

The further apart the two foundations, the lower the difference in PTS/TTS relative to the single foundation scenario. However, with larger spacing, a trapping effect can occur, where a marine mammal would swim away from one foundation, only to get closer to the installation of the second foundation, thus not achieving a linear decrease in received SEL with time. In this scenario, it is difficult to predict what kind of cumulative sound exposure level, the marine mammal would receive over the span of the installations.

Inversely, the closer the foundations, the lower the risk of trapping, but also the closer to 2x single foundation threshold distances would be expected. One method for reducing the increase in impact distances for concurrent installations, would be to add a time-delay to the installation of the second foundation, such that the marine mammals are able to create distance between themselves and the pile installation(s), before both piling activities are active.

Another aspect of concurrent installations is that it can potentially result in increased behaviour distances if the pile strikes are synchronized. The likelihood of synchronization would however be low as the behaviour criteria is based on the noise dose within a 125 ms time window.

There is however also a secondary effect, where the noise emission from one pile installation would cause positive and destructive interference with the noise emission from the second pile installation, resulting in local variations of ± 3 dB,

and thereby potentially increasing the impact distance for behaviour significantly. Installation of two foundation simultaneously is therefore not recommended.

7.1.4.2. Installation of two foundations sequentially

If installation of two foundations is conducted sequentially, where the second pile installation is started as soon as the former is completed, the effects on underwater noise exposure become significantly less uncertain. In a closely spaced scenario, the marine mammals that would be affected by the second pile installation, would already have had significant time to vacate the underwater noise impacted area, thereby limiting the increase in impact on marine mammals. For behaviour, the impact distance would not be affected by interference patterns (which will be the case if installation of two pile installations occurs at the same time), nor would it equate the sum of impact areas for both installations, rather it would shift from one location to the next. For PTS and TTS, the impact distances would likely not increase, as the marine mammals are already far from both installation sites and therefore receiving minimal additional impact from the installation of the second installation. It is however important that the second installation is not delayed significantly in time after the completion of the first, as this would allow for marine mammals to return to the area.

Thus, it is assessed that the installation of two foundations (positioned close to each other) sequentially will not increase the impact ranges for behavioural avoidance responses nor the TTS and PTS impact ranges. A theoretical scenario where sequential installation is used with 2 piles installed per day, will prolong (double) the daily time period where pile driving is taking place, however reduce (half) the number of days with piling noise emission. Under the assumption, that installation will occur every day, the effective installation period for pile driving activities would be reduced (halved).

7.2. Underwater sound propagation model

For this project, the dBSea settings listed in Table 7.5 were used.

Table 7.5: dBSea Settings

Technical Specification		
Octave bands		1/3
Grid resolution (Range step, depth)		20 m x 0.2 m
Number of transects		36 (10°)
Sound Propagation Model Settings		
Model	Start frequency band	End frequency band
dBSeaModes (Normal Modes)	32 Hz	200 kHz
dBSeaRay (Ray tracing)	250 kHz	32 kHz

7.2.1. Environmental model

The following sections provide the input values for each of the important environmental model parameters.

7.2.1.1. Bathymetry

Figure 7.5 shows the bathymetry for the wind farm site and surroundings (extracted from the bathymetry map in section 6.4.1). In this area, the bathymetry ranges from a depth of 150 m, indicated by the darker colours, to a depth of 0 m, indicated by the lighter colours. For each source position, described in section 7.1.1, a bathymetry of around 30 km to each side is extracted and used in the calculations.

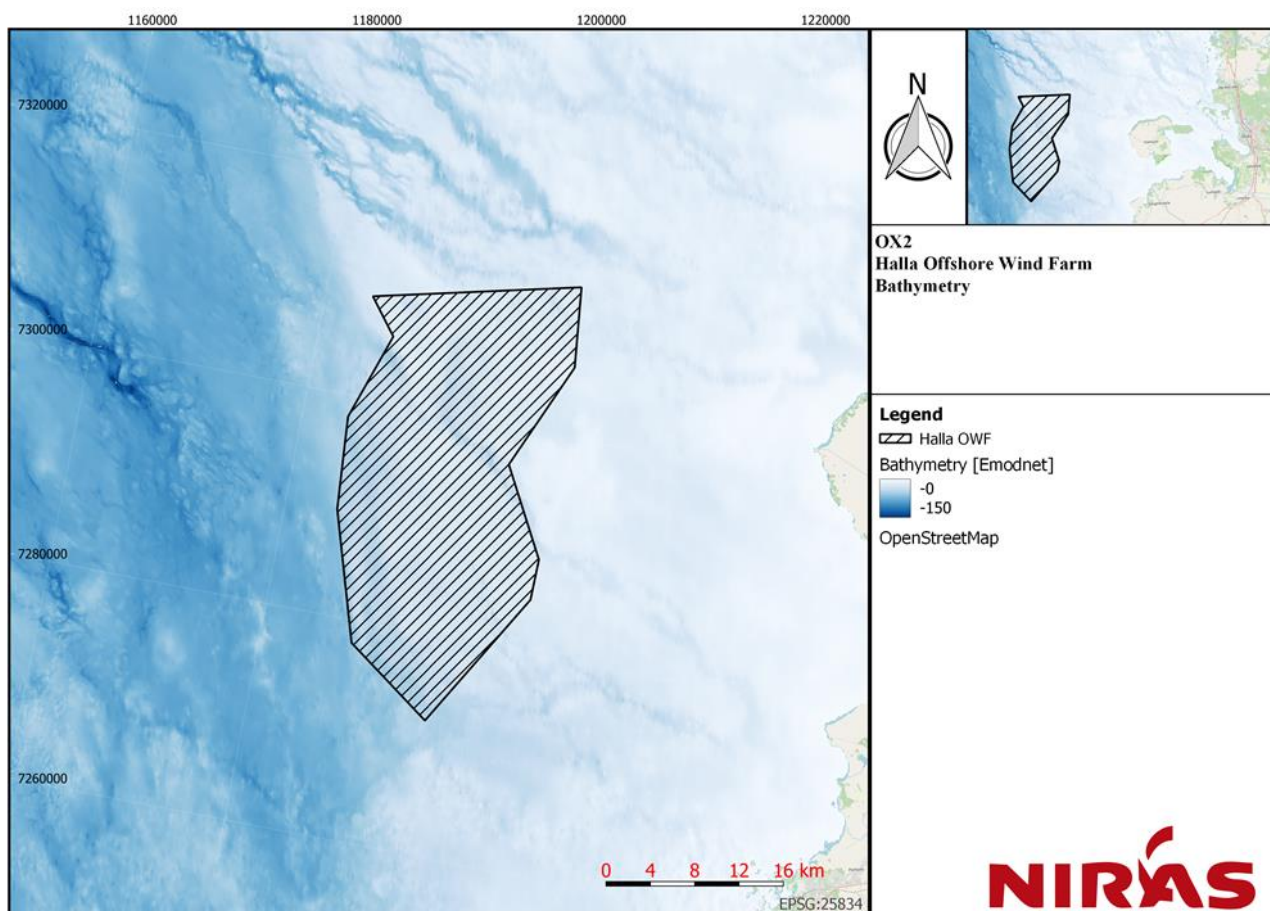


Figure 7.5: Bathymetry map for the project area and surroundings.

7.2.1.2. Sediment

The sediment model is based on the methodology described in section 6.4.2, utilizing publicly available data for seabed surface sediment types and thicknesses. For this project, no geological profiles from survey transects or other literature were found near the project site. Therefore no information on local layer depths were obtained. To calculate the worst case sound propagation it was decided to have a thin overlay of 1 m of the top sediment before reaching bedrock. The top layer (seabed) was obtained through Figure 7.6 which was provided by OX2.

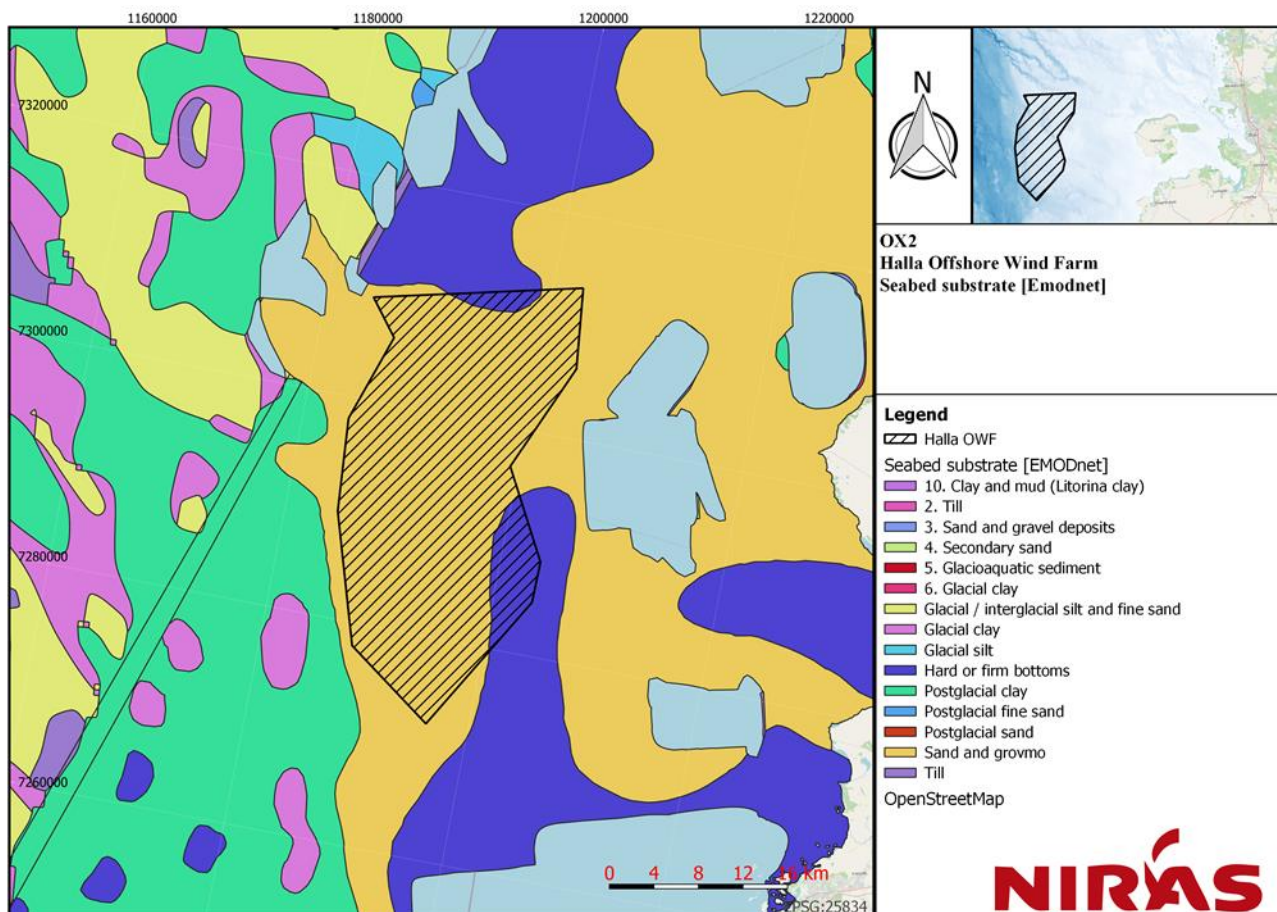


Figure 7.6: Seabed substrate from EMODnet, which was provided by OX2.

From the available source, a multipoint sediment model was made for the relevant project area and surroundings. In Figure 7.7, the sediment types prevalent in the top layer of the seabed consist of mainly clay, sand and rock.

For each point in the model, the sediment layer types were translated into geoacoustic parameters, in accordance with Table 7.6, utilizing information from (Jensen, et al., 2011), (Hamilton, 1980).

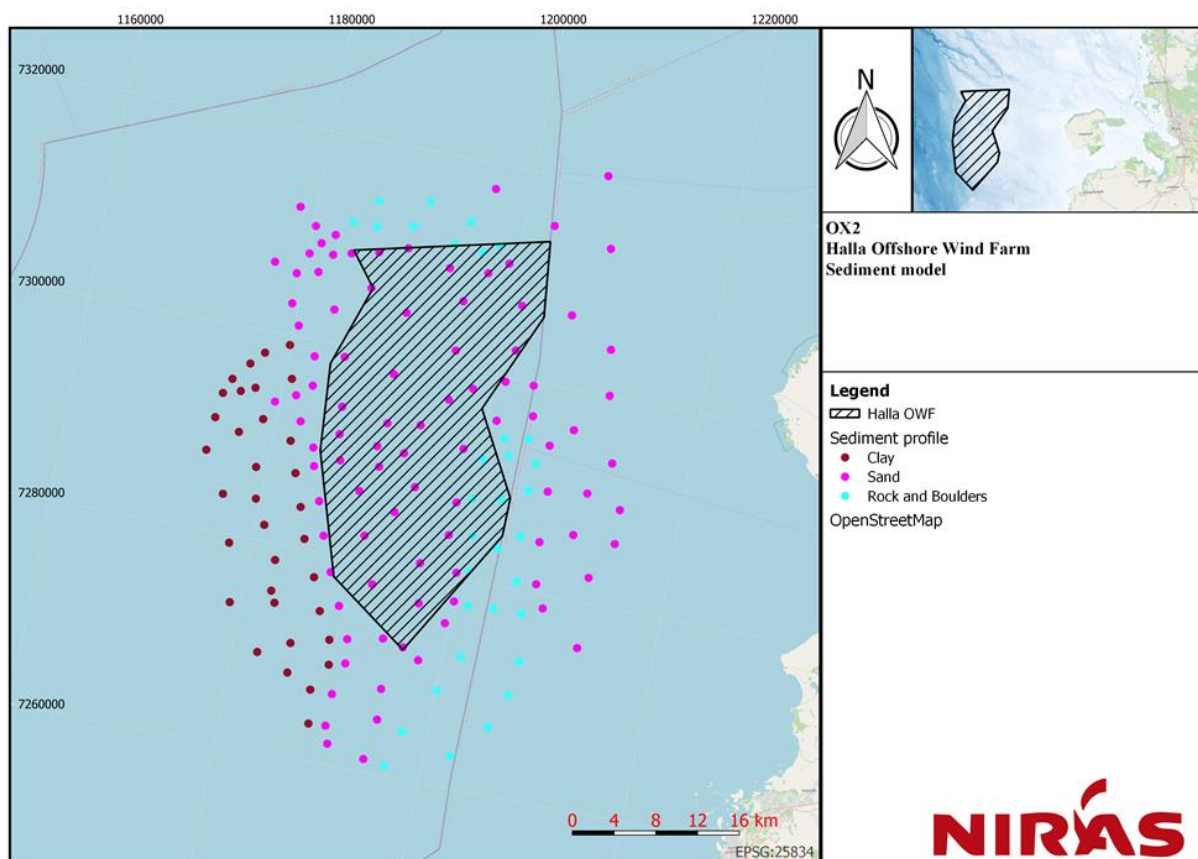


Figure 7.7: Sediment model for the project area and surroundings.

Table 7.6: Geoacoustic properties of sediment layers used in the environmental model. Sources: (Jensen, et al., 2011), (Hamilton, 1980). Note, mixed sediment is based on a mix of sand, silt and gravel. Moraine boulders is similarly a mix of primarily moraine with boulders.

Sediment	Sound Speed [m/s]	Density [kg/m ³]	Attenuation factor [dB/λ]
Clay	1500	1500	0.2
Silt	1575	1700	1.0
Mud (clay-silt)	1550	1500	1.0
Sandy mud	1600	1550	1.0
Sand	1650	1900	0.8
Muddy sand	1600	1850	0.8
Coarse substrate	1800	2000	0.6
Gravel	1800	2000	0.6
Mixed sediment	1700	1900	0.7
Moraine	1950	2100	0.4
Moraine Boulders	2200	2200	0.3
Rock and boulders	5000	2700	0.1
Chalk	2400	2000	0.2

7.2.1.3. *Sound speed profile*

Figure 7.8 shows the extracted sound speed profiles at the available positions. Note that the gridded layout of the sound speed profiles indicates their respective position geographically.

Examining Figure 7.8, this would indicate May as the worst-case month within the proposed installation time window between May – October. Due to ice cover risks in November – April, these months are not included in the prognosis. In cooperation with OX2 it was chosen to conduct the prognosis for the worst-case conditions, being May. In Figure 7.9 the sound speed profiles for the worst-case month of May are shown.

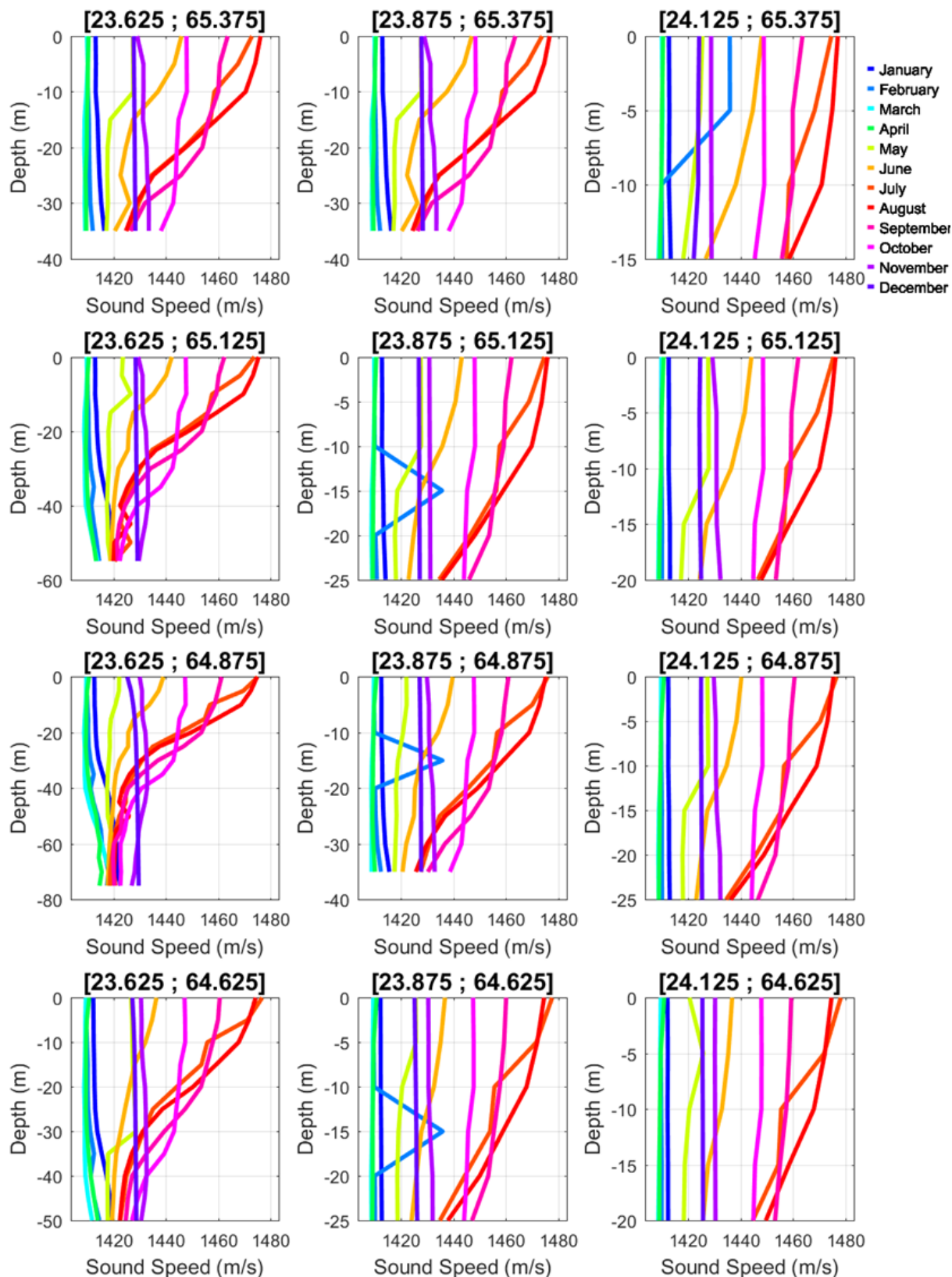


Figure 7.8: Sound speed profiles for the project area and surroundings.

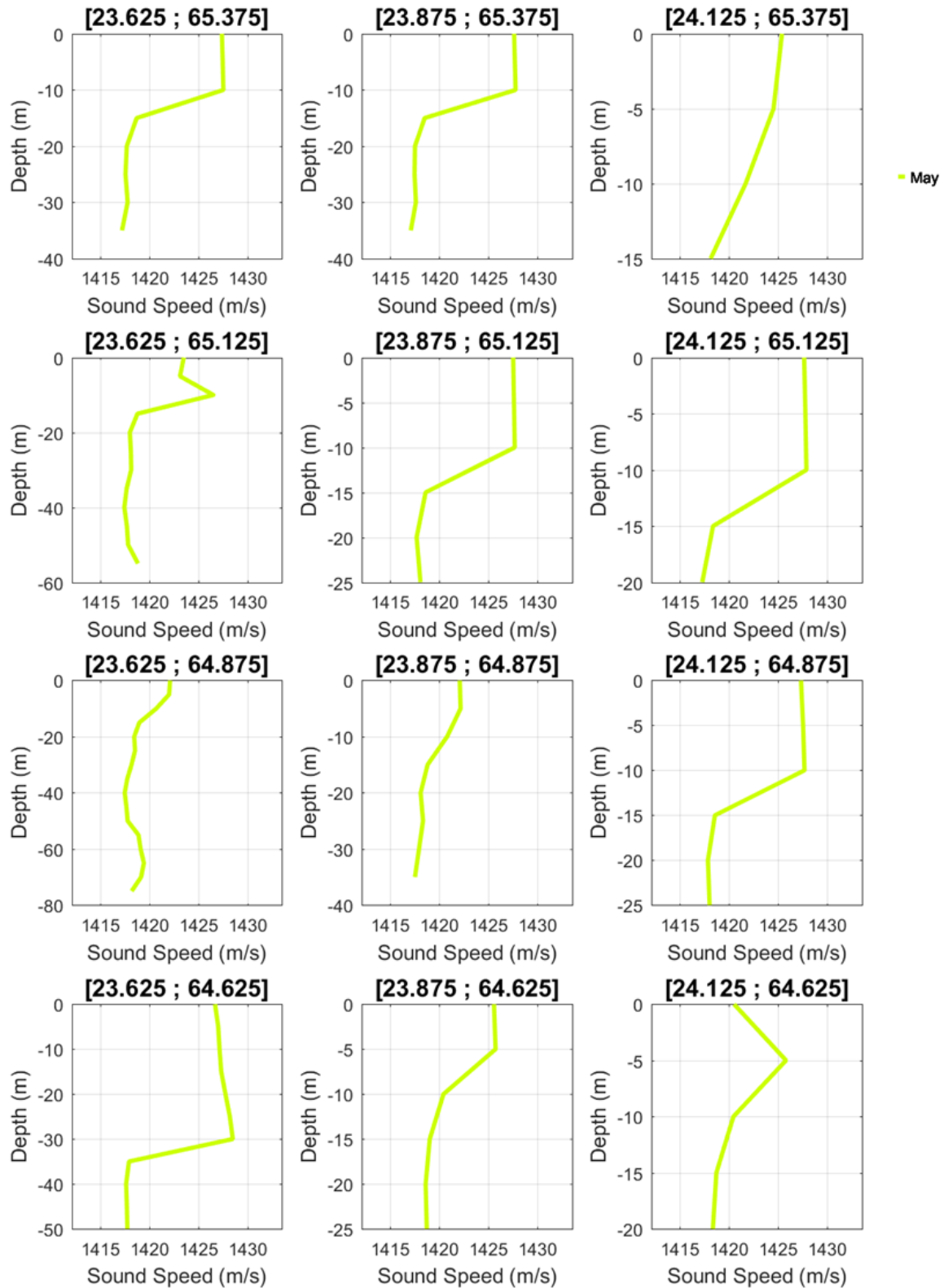


Figure 7.9: Sound speed profile for the worst-case month of May for the project area and surroundings.

7.2.1.4. Salinity profile

Figure 7.10 shows the extracted salinity profiles at the available positions. Note that the layout of the sound speed profiles indicates their respective position geographically. Figure 7.11 shows the salinity profiles for May which was identified as the “worst case” month, according to the sound speed profiles, within the intended time frame.

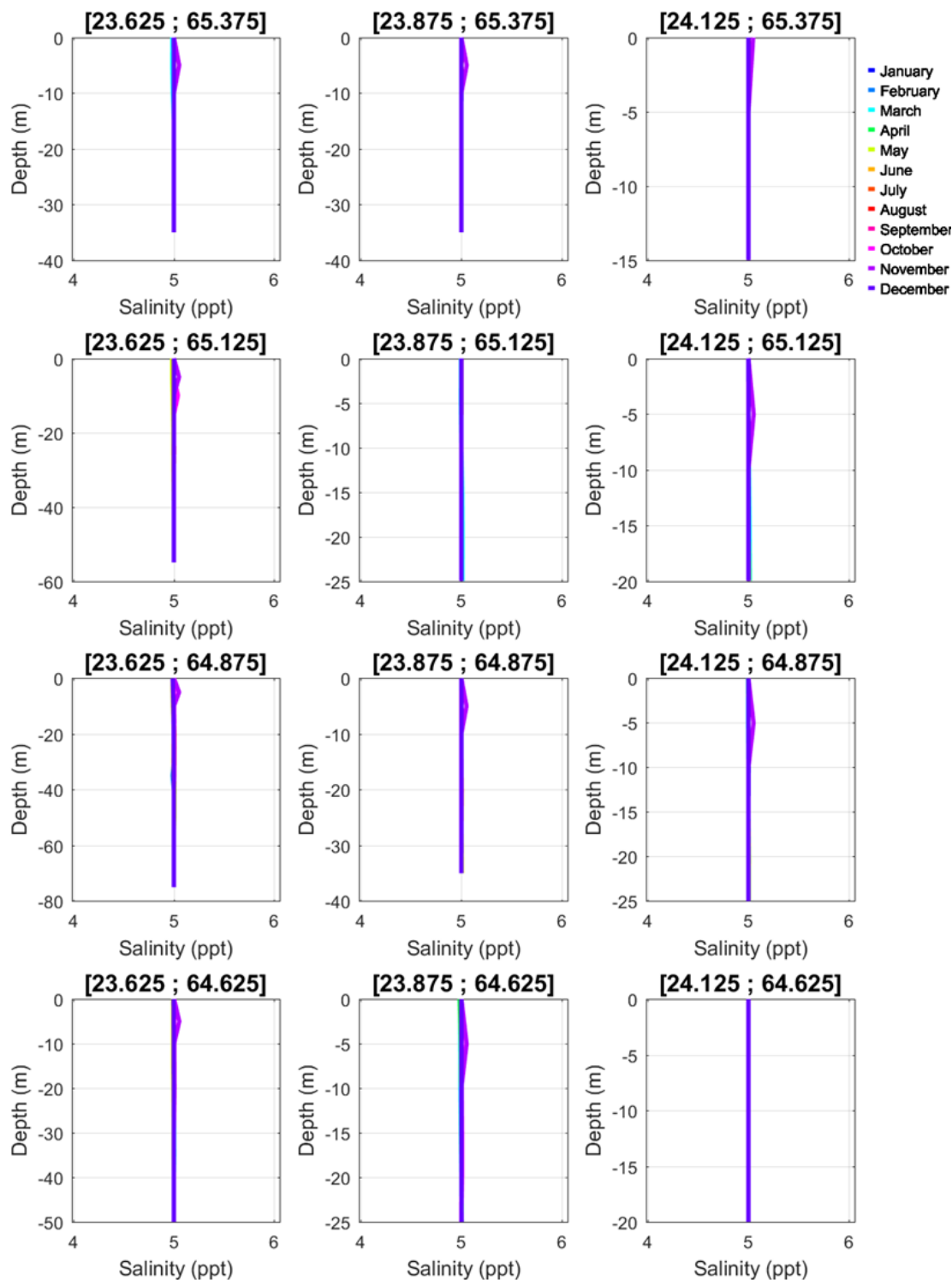


Figure 7.10: Salinity profiles for the project area and surroundings.

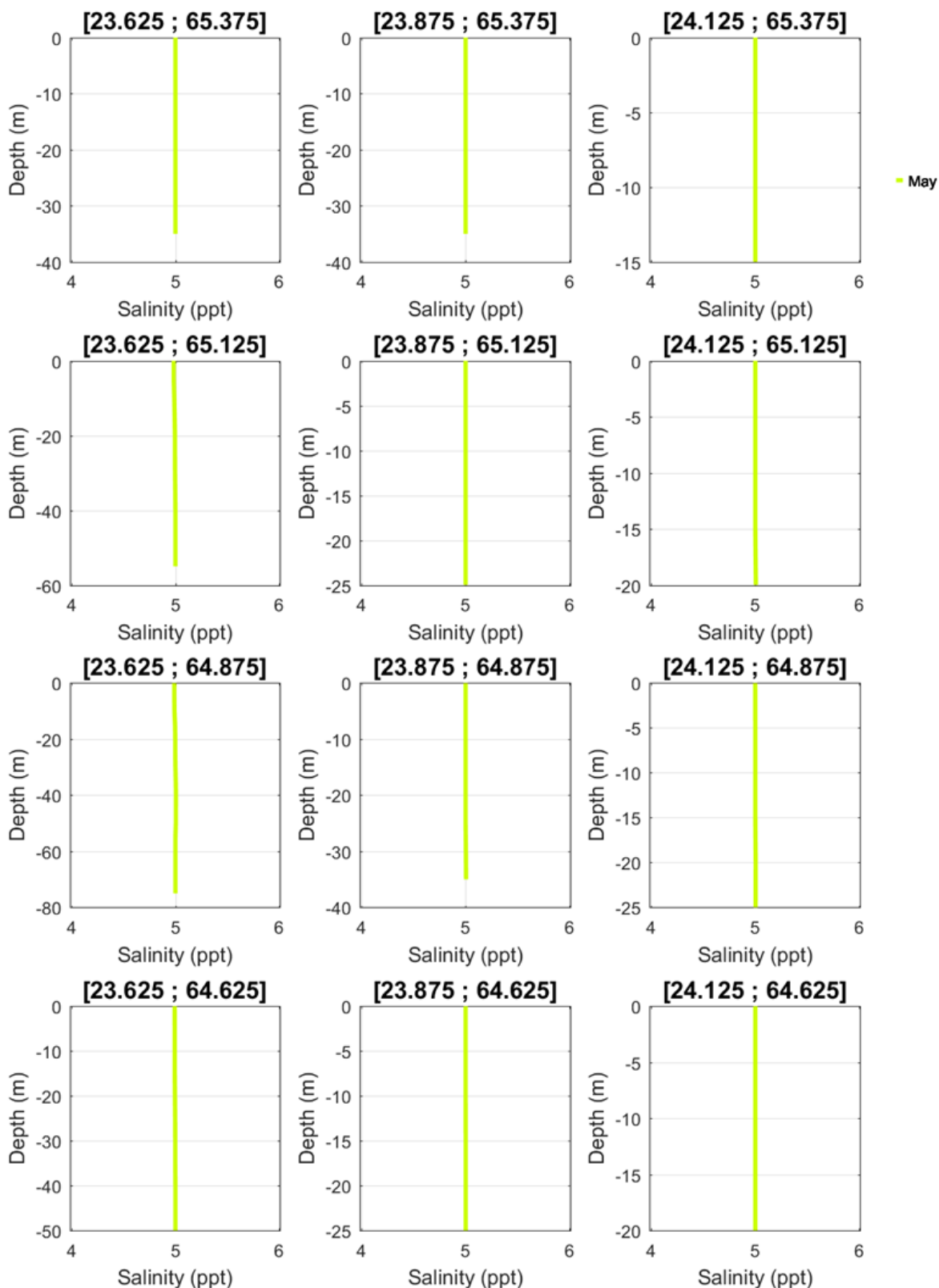


Figure 7.11: Salinity profiles for the worst-case month of May for the project area and surroundings.

7.2.1.5. Temperature profile

Figure 7.12 shows the extracted temperature profiles at the available positions. Note that the layout of the sound speed profiles indicates their respective position geographically. Figure 7.13 shows the temperature profiles for May which was identified as the “worst case” month, according to the sound speed profiles, within the time frame.

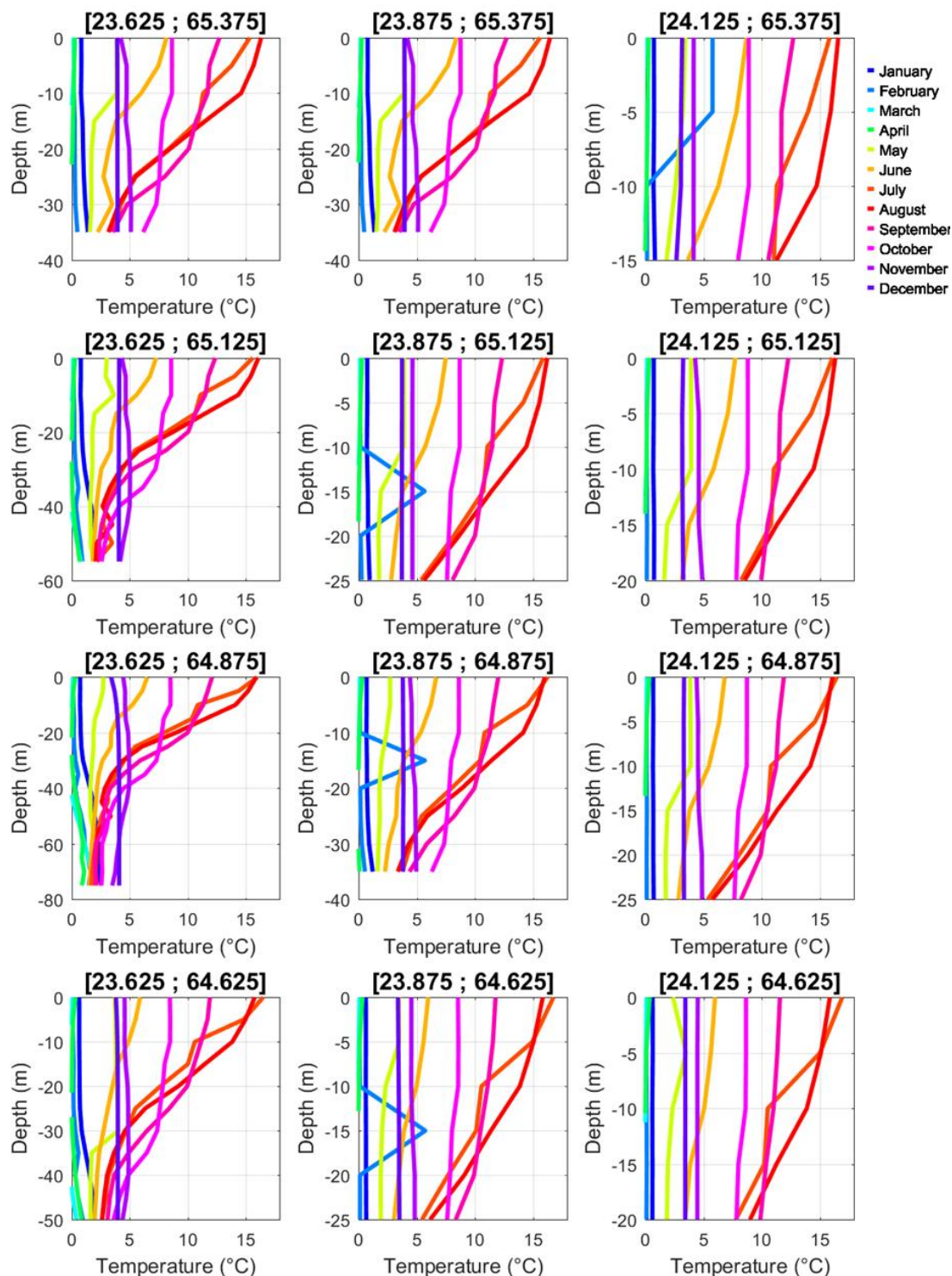


Figure 7.12: Temperature profiles for the project area and surroundings.

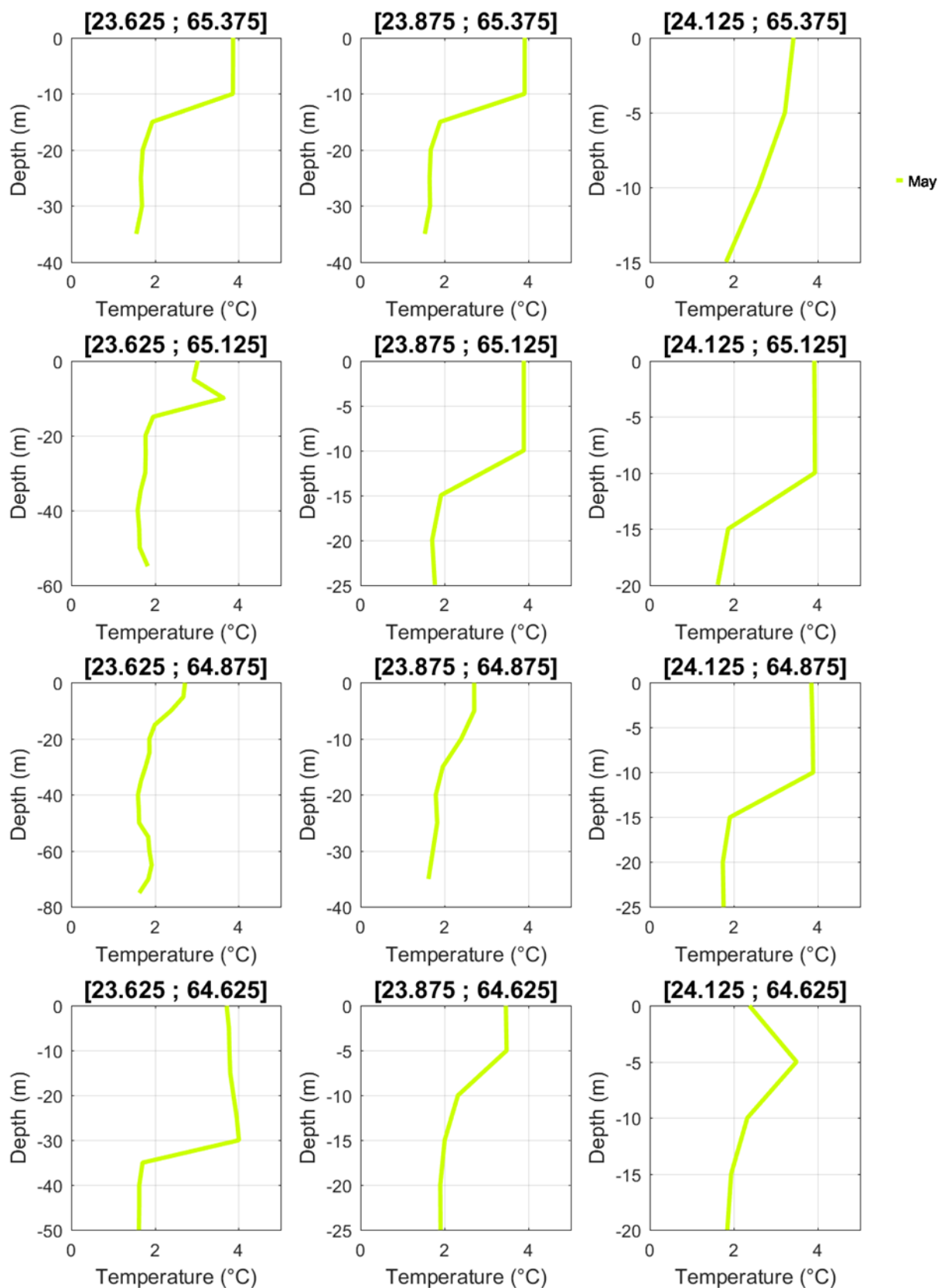


Figure 7.13: Temperature profiles for the worst-case month of May for the project area and surroundings.

8. Pile driving underwater sound propagation results

For both the monopile and jacket foundation scenarios, impact ranges were calculated to the relevant marine mammal and fish threshold criteria.

DTT for PTS, TTS and Injury describe the minimum distance from the source, a marine mammal or fish must at least be deterred to, prior to onset of pile driving, in order to avoid the respective impact. It therefore does not represent a specific measurable sound level, but rather a safe starting distance.

The DTT for behaviour, on the other hand, describes the specific distance, up to which, the behavioural response is likely to occur, when maximum hammer energy is applied to a pile strike. It should be noted, that for pile strikes not at full hammer energy, the impact distance will be shorter.

Section 8.1 and section 8.2 shows the calculated DTT for fish and earless seals, respectively.

8.1. Mitigated threshold distances for fish

For calculating the DTT for TTS and Injury in regard to fish the cumulative 24 hour modelling was used. This is represented by the thresholds:

- $L_{E,cum,24h,unweighted} = 186 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ for TTS,
- $L_{E,cum,24h,unweighted} = 204 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ for injury,
- $L_{E,cum,24h,unweighted} = 207 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ for injury in Larvae and eggs.

8.1.1. 18 m diameter monopile foundation

Table 8.1: Resulting threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	1900 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.15 km	19.7 km	16.0 km	12.0 km	11.1 km
2	2350 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.50 km	22.6 km	18.9 km	14.9 km	14.0 km
3	1750 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	1.05 km	19.1 km	15.4 km	11.7 km	11.0 km
4	1250 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	0.7 km	23.7 km	20.0 km	15.9 km	15.0 km

8.1.2. Jacket foundation with 4x 8 m pin pile

Table 8.2: Resulting threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on a Jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	1300 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	750 m	14.5 km	5.1 km	1200 m	750 m
2	1700 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	950 m	17.3 km	7.2 km	2550 m	1900 m
3	1350 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	725 m	14.3 km	4.9 km	1350 m	850 m
4	1100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	550 m	16.3 km	5.7 km	1100 m	600 m

8.2. Mitigated threshold distances for marine mammals

For calculating the DTT for TTS and PTS in regard to earless seals the cumulative 24 hour modelling was used.

The following thresholds apply:

- $L_{E,\text{cum},24\text{h},\text{PCW}} = 170 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ for TTS,
- $L_{E,\text{cum},24\text{h},\text{PCW}} = 185 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ for PTS.
- $L_{p,\text{rms},125\text{ms},\text{VHF}} = 103 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}$ for avoidance behaviour.

8.2.1. 18 m diameter monopile foundation

Table 8.3: Resulting threshold impact distances for earless seals using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	9.5 km
2	< 100 m	275 m	8 km
3	< 100 m	< 200 m	14 km
4	< 100 m	< 200 m	18.3 km

8.2.2. Jacket foundation with 4x 8 m pin pile

Table 8.4: Resulting threshold impact distances for marine mammals using DBBC mitigation effect on a jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket foundation with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	9.75 km
2	< 100 m	< 200 m	8.1 km
3	< 100 m	< 200 m	14.5 km
4	< 100 m	< 200 m	19.1 km

8.3. Mitigated area of effect for earless seal avoidance behaviour

In addition to the DTT values, the total area affected from a single pile strike at maximum hammer energy has been calculated for the earless seal behaviour threshold. See Table 8.5. It should be noted that this area effect only applies to pile strikes of maximum hammer energy. For the most part of a pile installation, hammer energy, and thereby affected area, is significantly lower.

Table 8.5: Area affected for impact threshold criteria for earless seal (behaviour) for a pile strike at maximum hammer energy for the worst case month of May.

Position	Affected area (Avoidance behaviour in earless seal) [km ²]	
	18 m monopile + DBBC	Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC
1	220	226
2	168	172
3	362	368
4	680	737

8.4. Underwater noise contour map for earless seal behaviour threshold

Underwater noise contour maps for position 1 for earless seal avoidance behaviour criteria are shown in Figure 8.1 - Figure 8.2 for each of the foundation scenarios. Affected area is also illustrated in the figures. Maps for position 2 - 4 are attached in Appendix .

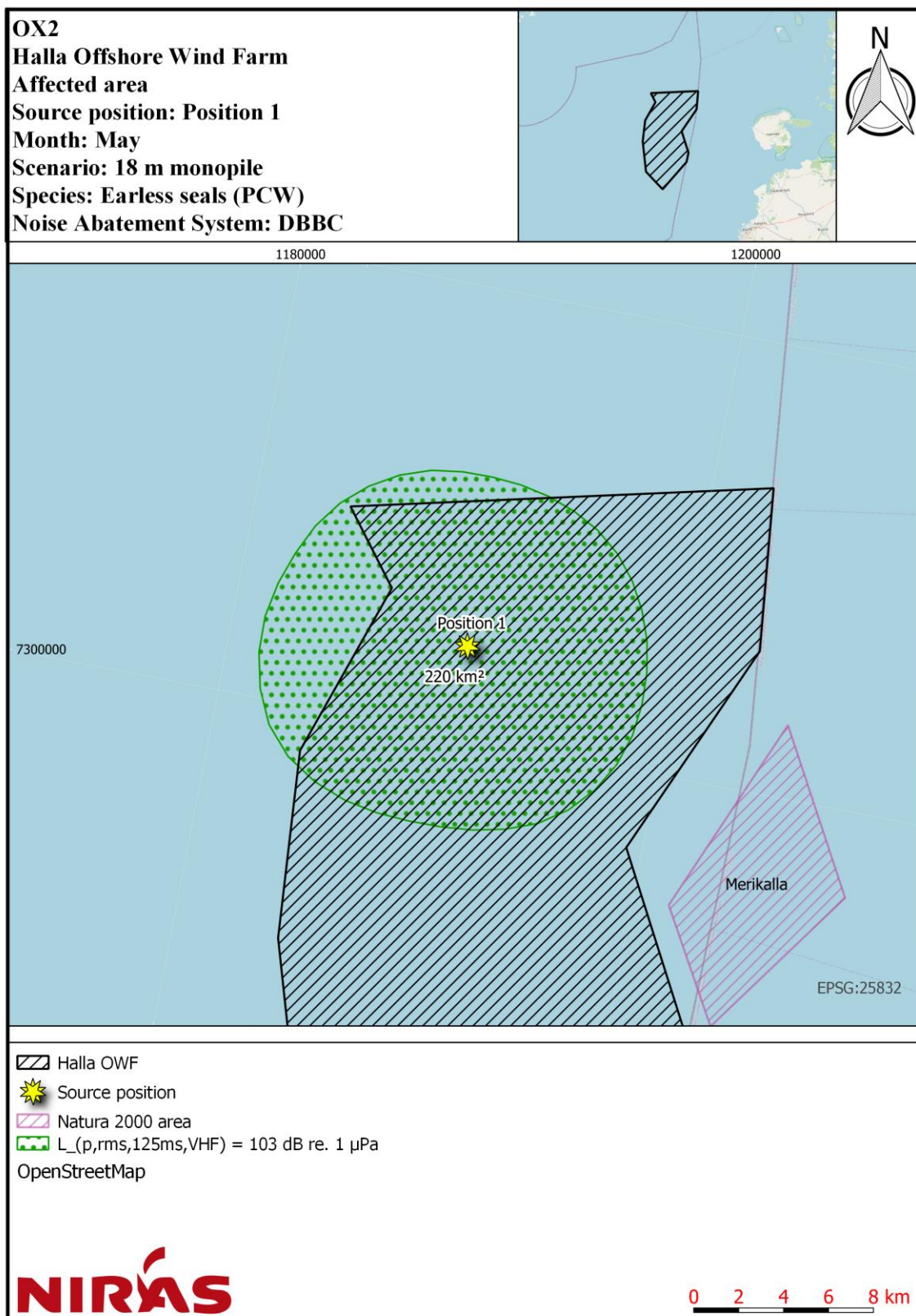


Figure 8.1: Noise contour map for position 1, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

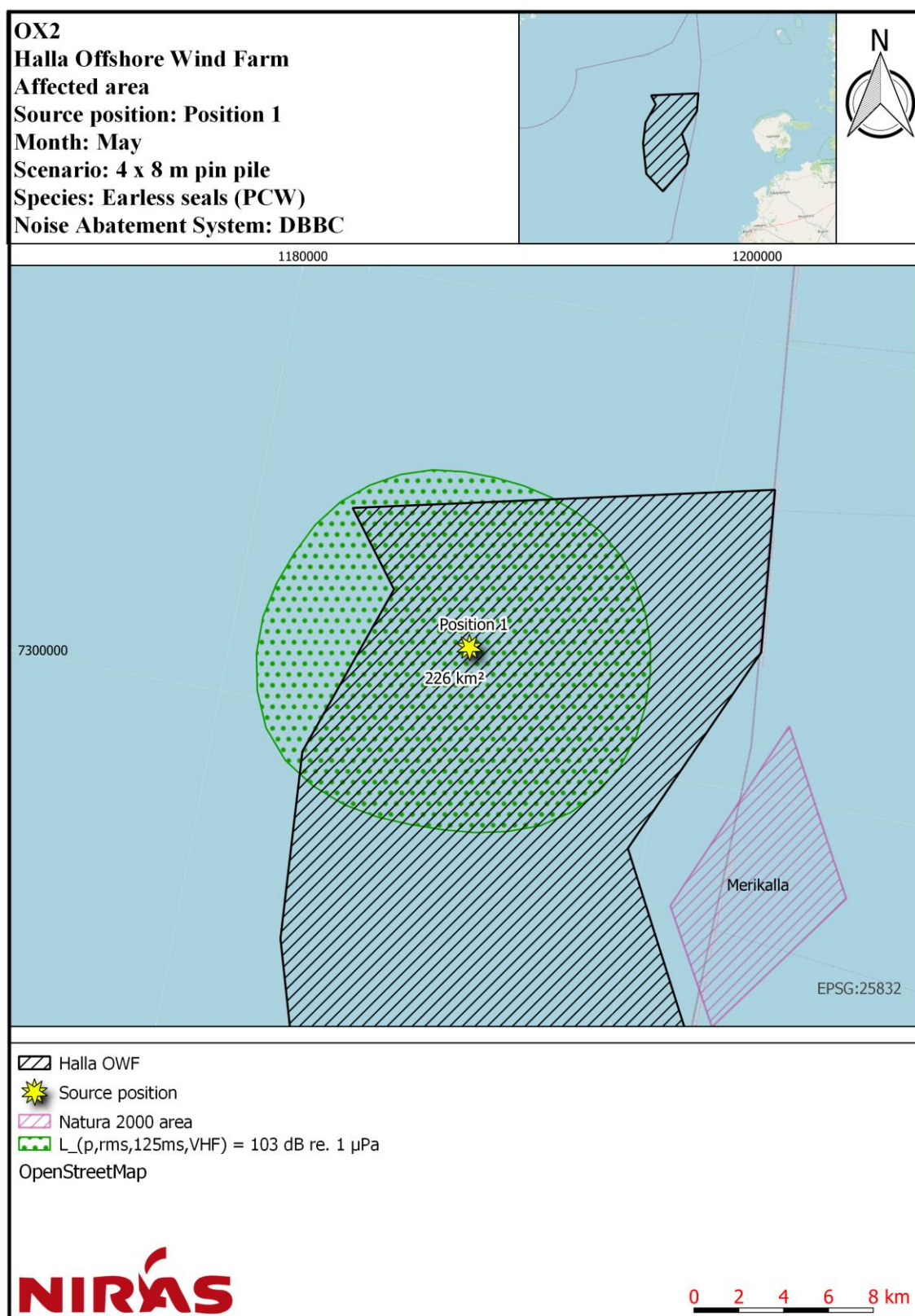


Figure 8.2: Noise contour map for position 1, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior in earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.

9. Uncertainties for pile driving noise prognosis

In this section, a discussion of the prognosis uncertainties is provided, divided into the categories: Source characteristics, environmental parameters, and mitigation effect.

The prognosis assumes a worst case scenario of an 18 m diameter monopile, and for a jacket foundation with 4 x 8 m diameter pin piles, while the project may in reality be completed using piles of a smaller diameter. An uncertainty of absolute source level is therefore present in the model. As explained in detail in section 6.1.1.1, literature reviews of previous installations show significant variations in not only source level, but also in frequency spectrum. An unweighted uncertainty of up to ± 5 dB is indicated in (Bellmann, et al., 2020), however with largest uncertainties for small pile diameters, and lower deviations from the average for larger pile sizes. Following this pattern, a ± 5 dB uncertainty appears conservative for the monopile scenario, and suitable for the jacket foundation scenario. Due to the significant extrapolation with regards to the monopile diameter, it can however not be ruled out, that deviations from this might occur.

Uncertainties in the environmental parameters primarily relate to the topsoil sediment properties, and changes in the bathymetry from what is included in the model. Also the actual sound speed profile, temperature and salinity during installation will be a contributing factor. The prognosis has assumed worst-case conditions for environmental parameters, based on currently available historical information and it is therefore considered more likely than not, that the environmental conditions in the model result in a conservative prognosis. Furthermore, the sound propagation model assumes calm waters, meaning very little backscatter from the air-water interface, thus understating the losses when the sea state is higher.

Mitigation effects used in these calculations are based on a literature review by (Bellmann, et al., 2020), which is the largest publicly available collection of mitigation effectiveness of noise mitigation systems to date. It must however be noted, that mitigation effectiveness was not evaluated on a project-by-project basis, detailing the specific environmental and source conditions for each dataset, but rather with focus on the mitigation effect of different types of mitigation systems. The resulting mitigation effectiveness of such systems should therefore be considered with a degree of caution, and prone to deviations for any future application. For bubble curtain systems, differences in air pressure, hole/nozzle size, distance from pile, sediment vibration transmission properties and sea currents will also play a role in mitigation effect achievable for any given project and pile installation.

While a DBBC equivalent mitigation effect were applied in this prognosis, for monopile and jacket foundation, it should be noted, that a detailed calculation should be made for the actual mitigation solution to be used, for the actual pile installation to be performed.

10. Underwater noise evaluation for operation phase

Underwater noise from offshore wind turbines comes primarily from two sources: mechanical vibrations in the nacelle (gearbox etc.), which are transmitted through the tower and radiated into the surrounding water; and underwater radiated noise from the service boats in the wind farm. In a review by Tougaard (2020), measurements of underwater noise from existing operational wind turbines are presented, whereby measured underwater noise levels are evaluated as a function of wind speed and turbine size. For monopiles, the review considers measurements from 0.55 MW – 3.6 MW turbines. For other foundation types (GBF, jacket and tripod), only singular measurements are available. Since the underwater noise radiated during operation will depend on the radiating structure (the foundation), its shape, material and size will matter. The turbine technologies (direct drive vs. gear box), will also have an impact on the radiated operational underwater noise. However, the limited available operational noise data does not allow for such differences to be resolved. The trendline proposed in Tougaard (2020), not taking foundation type or size into account, is therefore considered with caution (Figure 10.1). The trend line shows a size dependency, with source level increasing by a factor of 14 dB per factor 10 in turbine nominal capacity (Tougaard, et al., 2020).

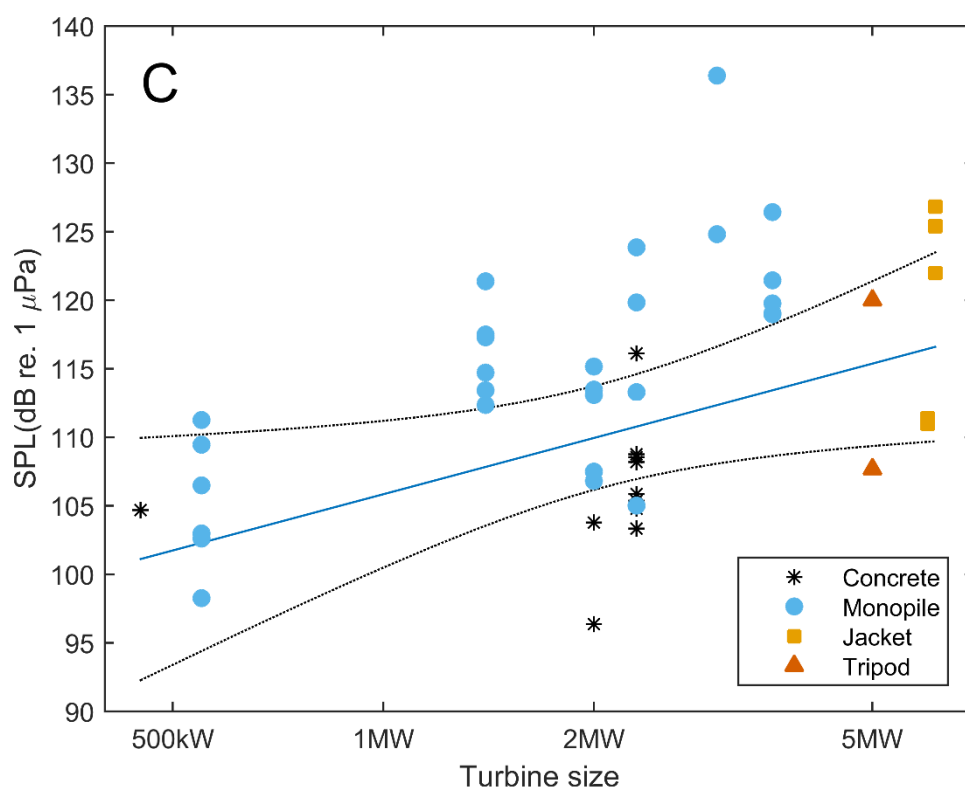


Figure 10.1: Relationship between measured broadband underwater noise and turbine size compiled from available literature sources. Measurements have been normalized to a distance of 100 m from the turbine foundation and a wind speed of 10 m/s. From (Tougaard, et al., 2020).

There is a strong dependency between wind speeds and radiated noise levels (Figure 10.2). At the lowest wind speeds, below the cut-in, there is no noise from the turbine. Above cut-in, there is a pronounced increase in the noise level with increasing wind speed, until the noise peaks when nominal capacity is reached in output from the turbine. Above this point, there is no further increase with wind speed and perhaps even a slight decrease.

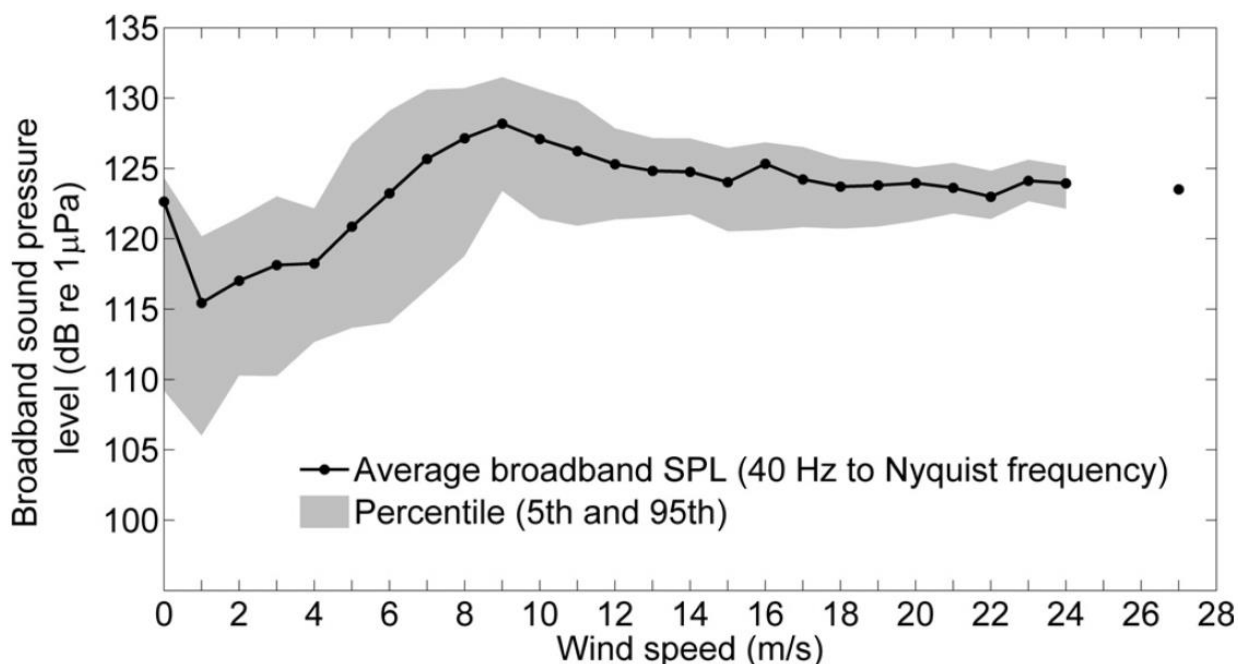


Figure 10.2: Relationship between wind speed and broadband noise level, measured about 50 m from the turbine (3.6 MW Siemens turbine at Sheringham Shoal). Maximum production of the turbine is reached at about 10 m/s, above which the production is constant. Figure from (Pangerc, et al., 2016).

All measurements of turbine underwater noise show the noise to be entirely confined to low frequencies, below a few kHz and with peak energy in the low hundreds of Hz. One spectrum of a typical mid-sized turbine is shown in Figure 10.3, where pronounced peaks are visible in the spectrum in the 160 Hz and 320 Hz, 10 Hz bands.

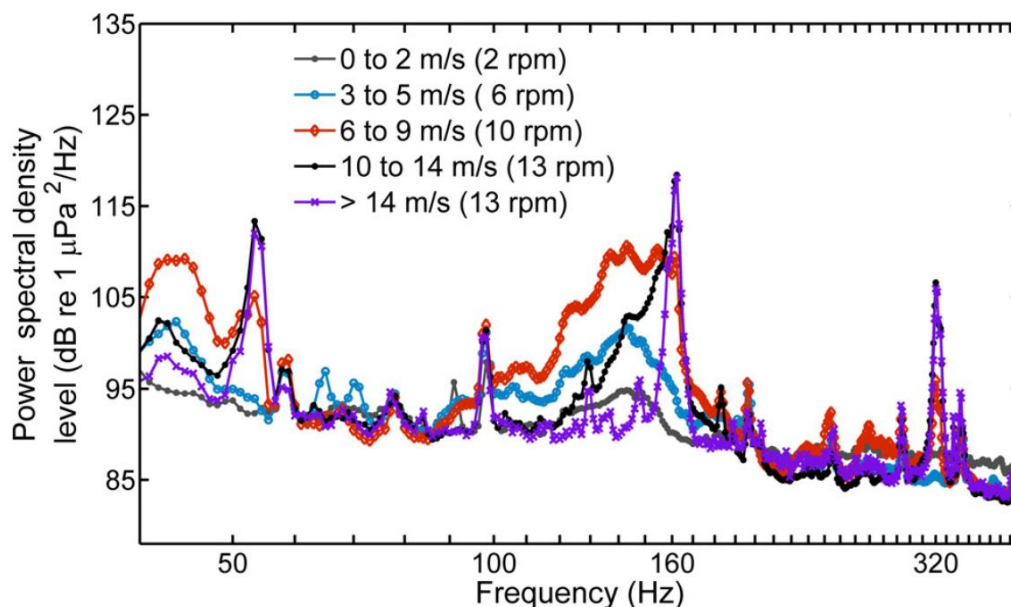


Figure 10.3: Example of frequency spectra from a medium sized turbine (3.6 MW, Gunfleet Sands) at different wind speeds. Levels are given in 10 Hz intervals. Measurements were obtained about 50 m from the turbine. Measurements from (Pangerc, et al., 2016).

Despite the inherent uncertainties with respect to type and size of turbines to be used in the project it is considered likely that the turbine noise will be comparable to what has been measured from other turbines. However, it should be considered with caution. Based on the data in Figure 10.1, a number of observations should be mentioned. First and foremost, significant variation in measured sound levels for individual turbine sizes on same foundation type, up to 20 dB is noticed. Second, the trendline (blue) representing the best fit of all data points, is not assessed to provide an accurate fit for any given turbine size. This presents a challenge in terms of reliably predicting source levels within the covered turbine size range in Figure 10.1 (0.4 MW – 6.15 MW), and to an even greater extent for turbine sizes outside this range. For Halla OWF, turbine sizes are expected to have a size of 15 MW – 25 MW. This would represent a 5 – 7 fold increase compared to the available empirical data for monopiles. Given the uncertainties present in the empirical data, any extrapolation of such magnitude is considered to be provide a very uncertain source level prediction.

An additional source of uncertainty in prediction is the type of turbine. All but one of the turbines, from which measurements are available, are types with gearbox, a main source of the radiated noise. Only one measurement is available for a turbine with a direct drive (Haliade 150, 6 MW) (Elliott, et al., 2019), which is a type increasingly being installed in new projects. The limited data suggests that noise levels from the direct drive turbine are more broadband in nature than from types with gear box.

For comparison, in a review by Bellmann et. al (2020), a study of underwater noise emission from pile driving activities of different pile sizes was presented, see Figure 6.1. The relationship between measured sound level at 750 m and the foundation pile diameter, for piles 1 m – 8 m diameter, showed a clear trendline (blue). This was used in the pile driving prognosis to extrapolate the source level of the 18 m diameter monopile foundation, as well as interpolate it for the 8 m pin piles.

For the monopiles, this corresponded to an extrapolation factor ~2, for the available empirical data, and for the 8 m pin piles, this was covered within the available data range. Examining the lower half of the empirical data however reveals a significant variation in measured levels. Had a trendline been established for the data points spanning 0.5 – 4 m pile diameter, an extrapolation to 18 m diameter monopiles would have been connected with a significant degree of uncertainty, and would likely have indicated a steeper trendline, resulting in a higher extrapolated source level estimate for larger pile sizes.

It is assessed to be highly likely, that this is currently the case for operational underwater noise. The data set used to establish a trend, is very limited, and will potentially result in significant errors that scale in size, with the degree of extrapolation.

Despite all of the above mentioned uncertainties, a calculation for PTS, TTS and behaviour reaction threshold criteria is carried out below, based on the blue trendline in Figure 6.1 as well as the scaling and frequency considerations presented in (Tougaard, et al., 2020). It should be kept in mind, that there are significant uncertainties with the estimated impact range due to the lack of scientific data supporting such a calculation.

For a 25 MW turbine, the sound level at 100 m, would be $SPL_{rms} = 125.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$, based on the extrapolation of the blue trendline. The primary frequency would be ~160 Hz, with secondary frequency at 320 Hz, approximately 10 dB below the primary (Tougaard, et al., 2020).

A conservative approach would set the unweighted 160 Hz level to $SPL_{rms} = 125.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$ and for 320 Hz, $SPL_{rms} = 115.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$.

Seals however are not equally good at hearing all frequencies. As described in further detail in section 4.4, frequency weighting functions are used to more accurately predict impact ranges for the individual species. For seal, the frequency weighting for Phocid Carnivores in Water (PCW) is used. In Figure 4.2, the frequency dependent correction

values are listed, from which the following correction values (number of dB to be subtracted from unweighted levels) can be observed for seal.

- -20 dB at 160 Hz, and
- -15 dB at 320 Hz.

The sound levels, as experienced by seal, from a single turbine in operation would therefore amount to:

- @160Hz, 100 m distance: $SPL_{rms,PW} = 105.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$
- @320Hz, 100 m distance: $SPL_{rms,PW} = 100.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$
- "Broadband", 100 m distance: $SPL_{rms,PW} = 106.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$

For seal, no behaviour threshold is currently supported by literature, and it is therefore not possible to compare the sound level at 100 m with a behavioural threshold. Calculating the cumulative noise dose for a seal located at a constant distance of 100 m from a turbine foundation within the wind farm area, over a 24 hour period, would result in cumulative sound exposure level, $SEL_{cum,24h,PCW} = 116.4 + 10 \cdot \log_{10}(86400) \cong 155.4 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Given a threshold criteria for onset of TTS in seal for continuous noise of $SEL_{cum,24h,PW} = 183 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$, the impact over a 24 hour duration is 27.6 dB lower than the TTS onset criteria. With a 27.6 dB margin to the TTS threshold criteria, auditory injuries are unlikely to occur.

Most fish detect sound from the infrasonic frequency range (<20 Hz) up to a few hundred Hz (e.g. Salmon, dab and cod) whereas other fish species with gas-filled structures in connection with the inner ear (e.g. herring) detect sounds up to a few kHz. The main frequency hearing range for fish is therefore overlapping with the frequencies, produced by operational wind turbines (below a few hundred Hz). There are no studies defining fish behavioural response threshold for continuous noise sources, and the scientific data addressing TTS from such noise sources is very limited. The only studies providing a TTS threshold value for fish is from experiments with goldfish. Goldfish is a freshwater hearing specialist with the most sensitive hearing in any fish species. In the project area for Halla OWF, the most common fish species are herring followed by sculpins, smelt, ruffe and whitefish (NIRAS, 2023). All of these species have a less sensitive hearing, compared to the goldfish (Popper, et al., 2014), and using threshold for goldfish will lead to an overestimation of the impact. Empirical data for several of the fish species without a connection between the inner ear and the gas-filled swim bladder showed no TTS in responses to long term continuous noise exposure (Popper, et al., 2014). In a study by Wysocki et al. (2007), rainbow trout exposed to increased continuous noise (up to 150 dB re 1 μPa rms) for nine months in an aquaculture facility, showed no hearing loss nor any negative health effect. Therefore, it is assessed that TTS is unlikely to occur as a result of an operational offshore wind farm.

In summary, the underwater noise emission from operational wind turbines, depends on the turbine size, wind speed and whether it has a gearbox or is gearless (direct drive). While available literature indicates a correlation between turbine size and underwater noise levels, the available dataset is limited to 6.15 MW turbines, and shows significant variance in reported noise levels for the same turbine size. Extrapolation of the reported trend, to be used in assessing the underwater noise emission from future turbines of 15 - 25 MW, should therefore be used with caution.

10.1. Noise from service boats

In addition to the noise from the turbines themselves, the service boats and vessels within offshore wind farms are likely to be a source of underwater noise during the operational phase of the wind farm. However, the levels and temporal statistics of this noise source has not yet been sufficiently quantified or described. Without dedicated studies it is therefore not possible to quantify the contribution of service boats to the noise in the wind farm.

It is expected that both small and fast boats as well as larger, slower moving vessels will be used. Underwater noise from smaller boats has a noise level ranging 130-160 dB re 1 μPa @1meter (Erbe, 2013; Erbe, et al., 2016), while the underwater noise levels from larger vessels is up to 200 dB re 1 μPa @1 meter (Erbe & Farmer, 2000; Simard, et al., 2016;

Gassmann, et al., 2017). Source levels may vary by 20-40 dB within a ship class due to variability in design, maintenance, and operation parameters such as speed (Simard, et al., 2016; Erbe, et al., 2019). Furthermore the underwater noise levels increase when the ship is maneuvered, such as when the ship goes astern, or thrusters are used to hold the ship at a certain position (Thiele, 1988). Ship noise contribute to the ambient underwater noise level from frequencies as low as 10 Hz to as high as several kHz, depending on ship size and speed (Haver, et al., 2021).

Halla OWF area is located in an area with ship traffic (Figure 5.5) and the area is therefore expected already to be dominated by low-frequency ship noise. Based on data from the BIAS-project, the underwater noise level measured in the 63 and 125 Hz frequency band (indicators of ship noise) is modelled to be in the range of 80 - 100 dB re 1uPa for both frequencies in the project area for Halla OWF (50 % of the time) (see Figure 5.1 - Figure 5.4). It is clear that underwater noise from vessels in the nearby shipping lanes, greatly influence the OWF area.

11. Bibliography

- Adegbulugbe, O., Jung, S. & Kampmann, R., 2019. *Task 1 Report: Literature Review of Pile Driving System, Evaluation of Glass Fiber Reinforced Polymer (GFRP) Spirals in Corrosion Resistant Concrete Piles*, s.l.: Florida Department of Transportation.
- Andersson et al., 2017. *A Framework for regulating underwater noise during pile driving*. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency .
- Andersson, M. et al., 2016. *A framework for regulaing underwater noise during pile driving*. s.l.:A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish.
- Band, B. et al., 2016. *Refining Estimates of Collision Risk for Harbour Seals and Tidal Turbines*. s.l.:s.n.
- 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. K. R. M. R. M. M. B. K. S. J. G. S. R. P., 2018. *Noise mitigation for large foundations (Monopile L & XL) - Technical options for complying with noise limits, Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines.*, Berlin: s.n.
- Chapman, C. & Hawkins, A., 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L.. *Journal of comparative physiology*, pp. 85: 147-167.
- Diederichs, A. et al., 2014. *Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten*. P. 240. BioConsult. s.l.:s.n.
- EC Decision 2017/848, 2017. *laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters*. s.l.:s.n.
- Elliott, J. et al., 2019. *Field Observations during Wind Turbine Operations at the Block Island Wind Farm, Rhode Island. Final Report to the U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs.*, s.l.: OCS Study BOEM 2019-028. Hdr 281 pp..
- EMODnet, CLS, 2022. *EMODnet web portal (Human Activities, vessel density), Collecte Localisation Satellites (CLS)*. [Online]
Available at: <https://emodnet.ec.europa.eu/en/human-activities>
[Accessed 14 06 2023].
- EMODnet, 2021. [Online]
Available at: <https://www.emodnet-bathymetry.eu/data-products>
[Accessed 2021].
- Energistyrelsen, 2022. *Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles*. s.l.:s.n.
- Enger, P., 1967. Hearing in herring. *COMparative Biochemistry and physiology*, pp. 527-538.
- Erbe, C., 2011. *Underwater Acoustics: Noise and the Effects on Marine Mammals*. s.l.:jasco.

- Erbe, C., 2013. *Underwater noise of small personal watercrafts (jet skis)*. s.l.:The Journal of Acoustical Society of America. 133, EL326-EL330..
- Erbe, C. & Farmer, D., 2000. *Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea*. s.l.:The Journal of the Acoustic Society of America. 108. 1332-1340.
- Erbe, C. et al., 2016. *Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats..* s.l.:The Journal of Acoustical Society of America. 139. EL223-EL227.
- Erbe, C. et al., 2019. *The effects of ship noise on marine mammals - a review*. s.l.:Frontiers in Marine Ecology. Vol 6. Artikel 606.
- Fay et al. , 1999. s.l.:s.n.
- Gassmann, M., Wiggins, S. & Hildebrand, J., 2017. *Deep-water measurements of container ship radiated noise signatures and directionality*. s.l.:The journal of the Acoustical Society of America 105:2493-2498..
- Hamilton, E., 1980. Geoacoustic modeling of the sea floor. *J. Acoust. Soc. Am.*, Vol. 68, No. 5, November, pp. 1313 - 1340, doi: 10.1121/1.385100.
- Haver, S. M. et al., 2021. *Large vessel activity and low-frequency underwater sound benchmarks in United States waters*. s.l.:s.n.
- ICES, 2014. *ICES Continuous Underwater Noise dataset*, Copenhagen: s.n.
- ICES, 2018. *ICES Continuous Underwater Noise dataset*, Copenhagen: s.n.
- Jacobsen, F. & Juhl, P. M., 2013. FUGA. In: *Fundamentals of General Linear Acoustics*. s.l.:Wiley, p. 285.
- Jensen, F. B., Kuperman, W. A., Porter, M. B. & Schmidt, H., 2011. *Computational Ocean Acoustics, 2nd edition*. s.l.:Springer.
- Karlsen, 1992. *Infrasound sensitivity in the plaice (Pleuronectes platessa)* Vol. 171, pp 173-187. s.l.:J. Exp. Biology .
- Koschinski S et al., L. K., 2013. *Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction*, Nehnten and Hamburg, Germany, 6 February 2013: Federal Agency for Nature Conservation (Bundesamt für Naturschutz, BfN).
- Martin, B., Morris, C. & O'Neill, C., 2019. *Sound exposure level as a metric for analyzing and managing underwater*. s.l.:s.n.
- Neo et. al., 2014. *Temporal structure of sound affects behavioral recovery from noise impact in European seabass*. s.l.:Biological Conservation 178:65-73.
- NIRAS, 2023. *Underwater noise impact assessment - fish and marine mammals. Halla Offshore Windfarm*. s.l.:s.n.
- NOAA, 2018. *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0)*, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, Silver Spring, MD 20910, USA: April, National Marine Fisheries Service.

NOAA, 2019. *WORLD OCEAN ATLAS 2018 (WOA18)*. [Online].

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

Popper et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI*. s.l.:Springer.

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

Popper, A. et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s–1C1 and registered with ANSI*. New York: Springer.

Popper, A. et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s–1C1 and registered with ANSI.* s.l.:New York: Springer..

Porter, M., 2011. *The BELLHOP Manual and User's Guide: PRELIMINARY DRAFT*. s.l.:Heat, Light and Sound Research Inc. La Jolla, CA, USA.

Richardson, W., Malme, C., Green, C. R. & Thomson, D., 1995. *Marine Mammals and noise*. San Diego, California, USA: Academic Press.

Russell, D. et al., 2016. *Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities*. s.l.:Journal of Applied Ecology, 53, 1642-1652.

Sand, O. & Karlsen, H., 2000. Detection of infrasound and linear acceleration in fishes. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, pp. 355(1401):1295-8.

Simard, Y., Roy, N., Gervaise, C. & Giard, S., 2016. *Analysis and modeling of 225 source levels of merchant ships from an acoustic observatory along St. Lawrence Seaway*. s.l.:The Journal of the Acoustic Society of America. 140. 2002-2018.

Southall, B. et al., 2019. *Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects*. s.l.:Aquatic Mammals, 45(2), 125-323.

Thiele, L., 1988. *Underwater noise study from the icebreaker "John A. MacDonald"*. s.l.:Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS. Report 85.133.

Thiele, R., 2002. *Propagation loss values for the North Sea. Handout Fachgespräch: Offshore-Windmillssound emissions and marine mammals.*, 15.01.2002. pp., s.l.: s.n.

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>.

Tougaard, J. & Beedholm, K., 2018. *Practical implementation of auditory time and frequency weighting in marine bioacoustics*. s.l.:Department of Bioscience, Aarhus University, Denmark.

Tougaard, J., Hermannsen, L. & Madsen, P. T., 2020. *How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines?*, s.l.: J Acoust Soc Am 148:2885..

Tsouvalas, A., 2020. *Underwater Noise Emission Due to Offshore Pile*. s.l.:s.n.

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..

Wang, L. et al., 2014. *Review of Underwater Acoustic Propagation Models*. s.l.:s.n.

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

Appendix 1

Underwater noise maps for seal behavior threshold

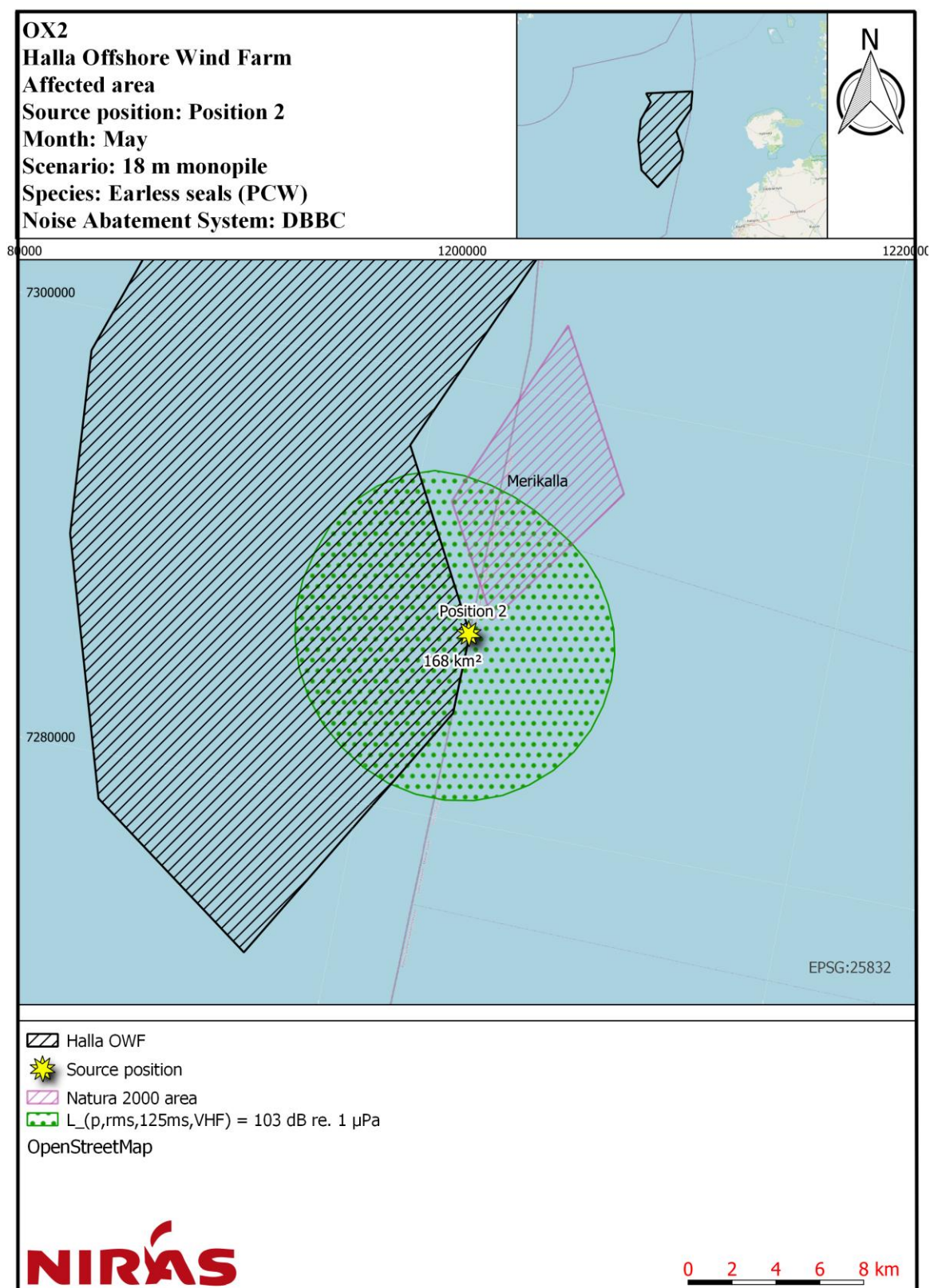


Figure 11.1: Noise contour map for position 2, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

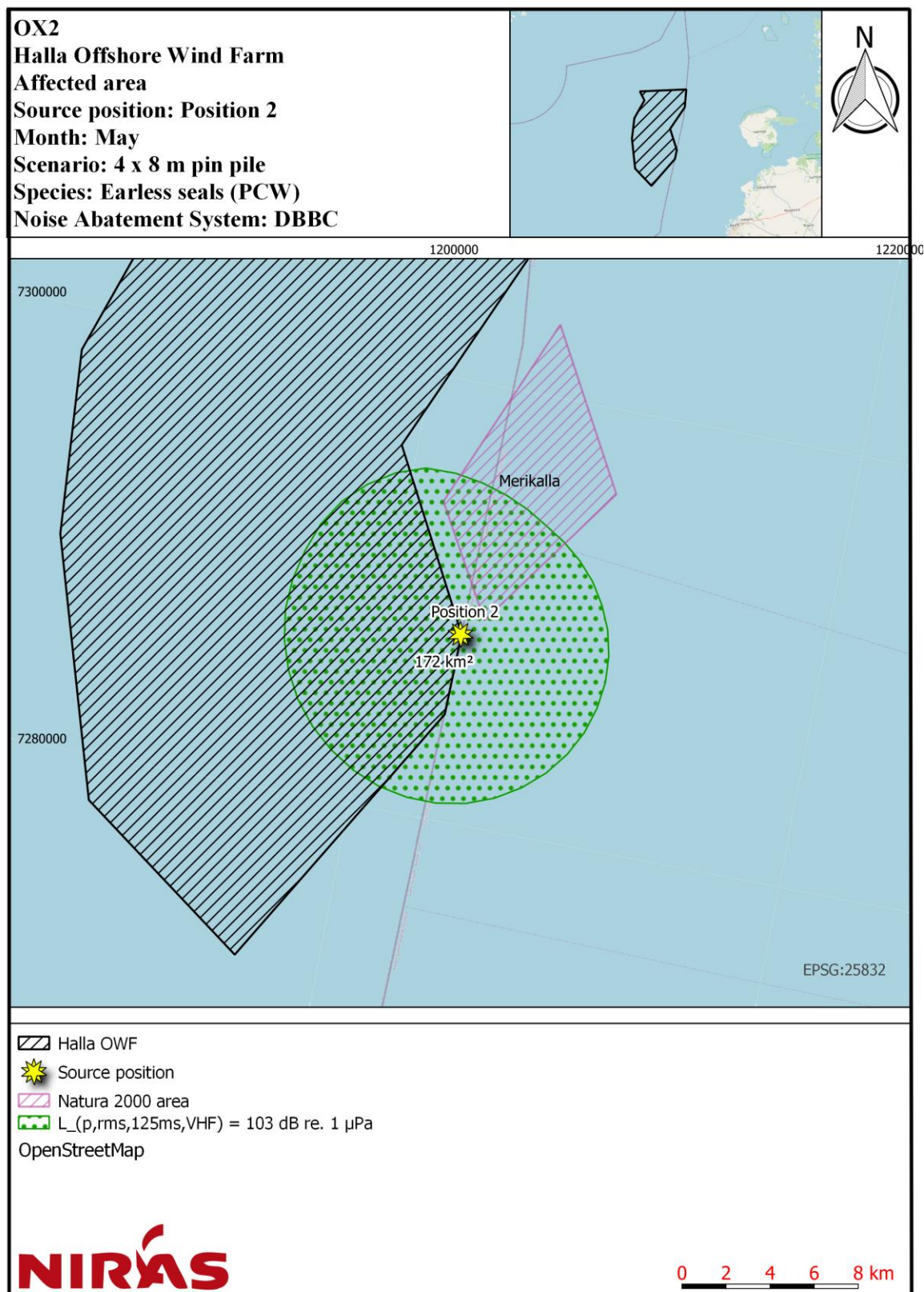


Figure 11.2: Noise contour map for position 2, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.

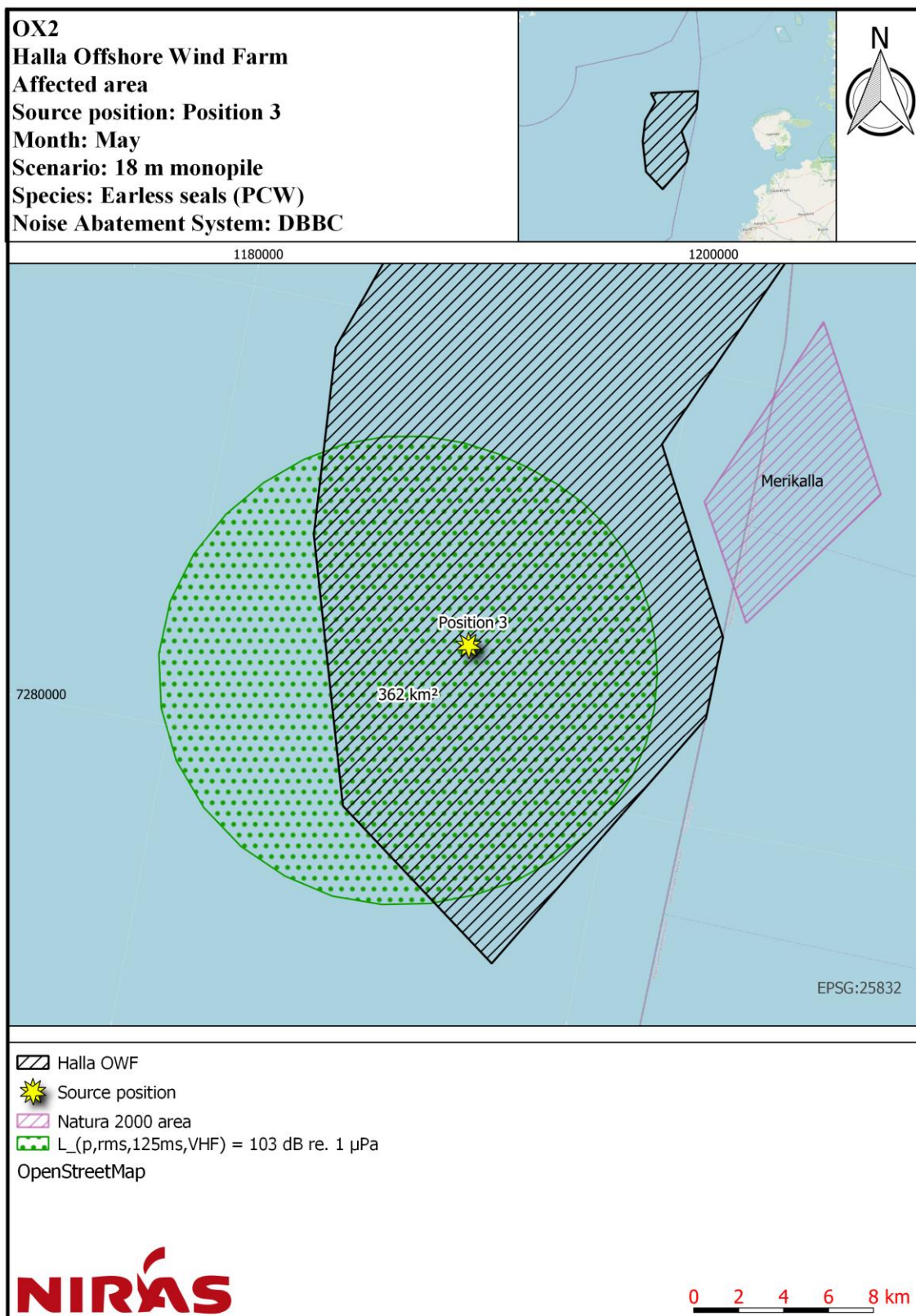


Figure 11.3: Noise contour map for position 3, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

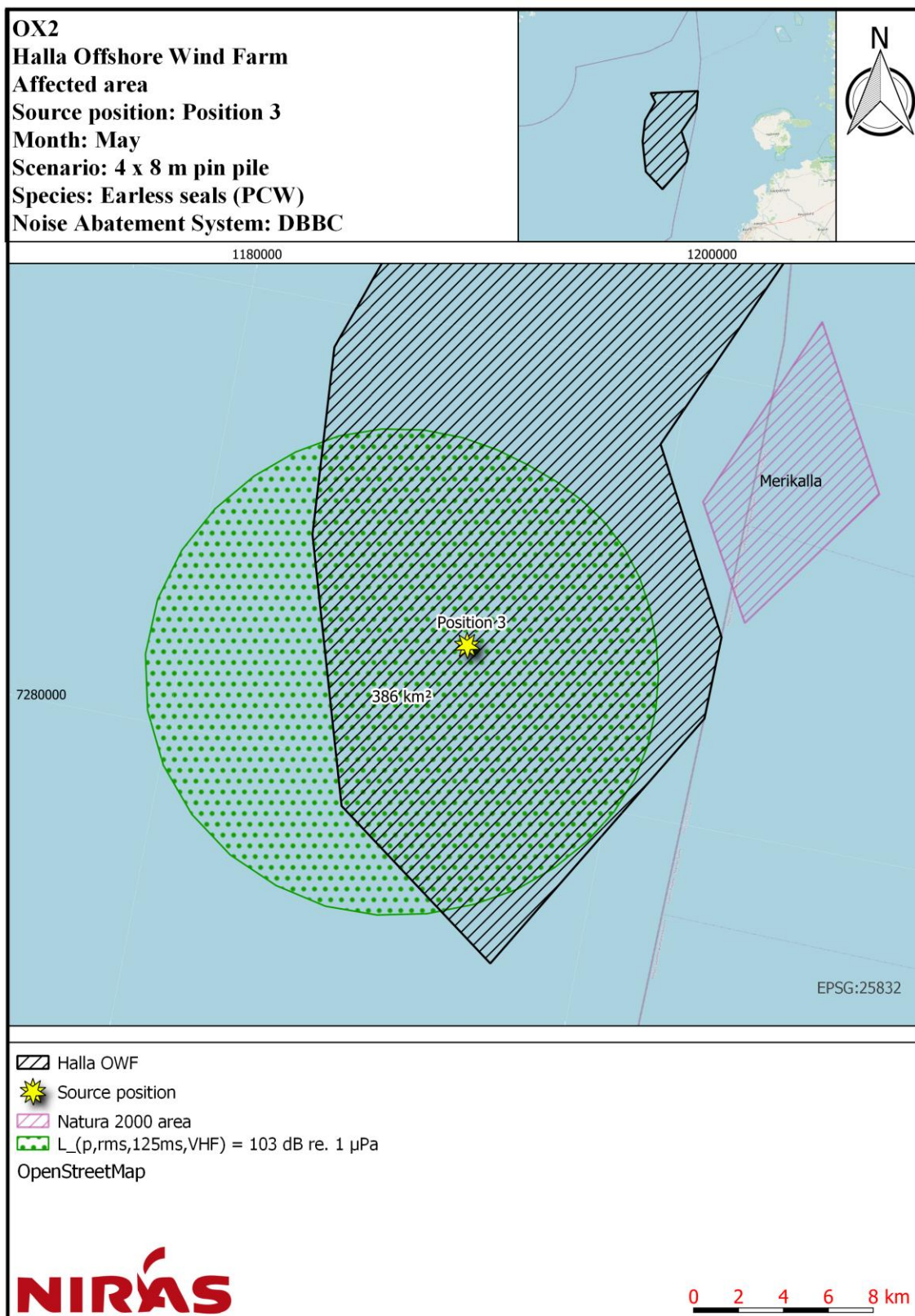


Figure 11.4: Noise contour map for position 3, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior in earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.

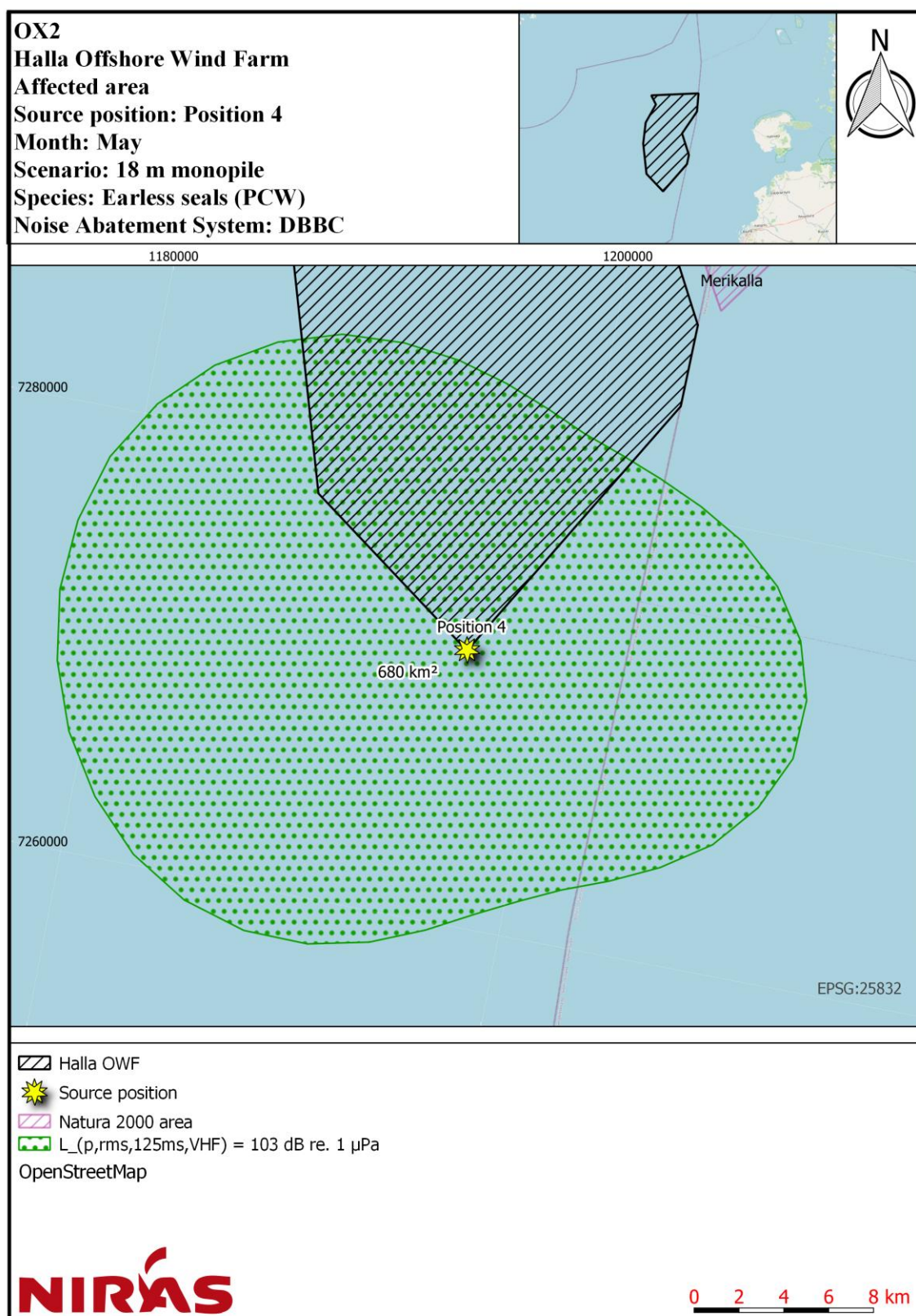


Figure 11.5: Noise contour map for position 4, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

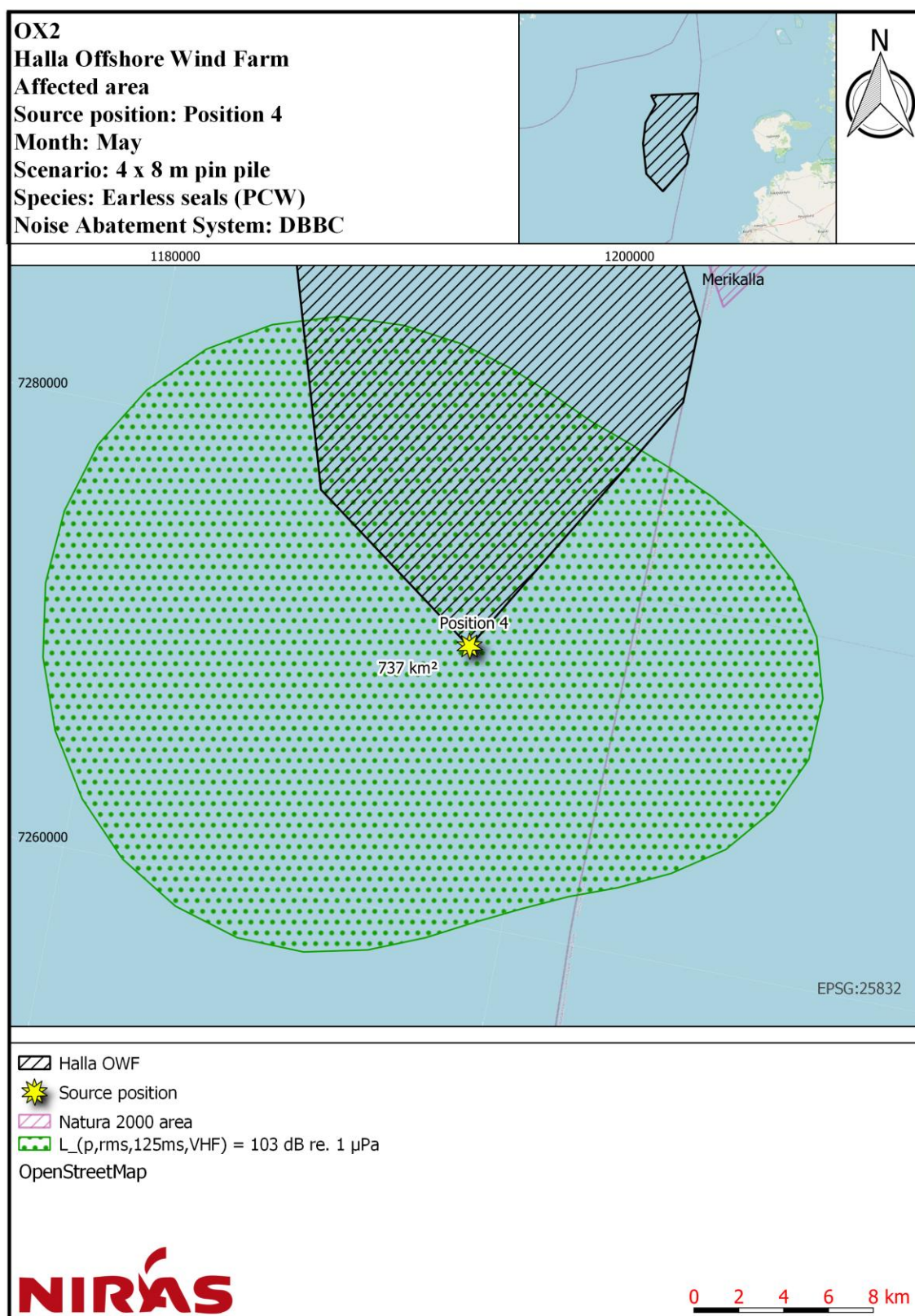


Figure 11.6: Noise contour map for position 4, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior in earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.