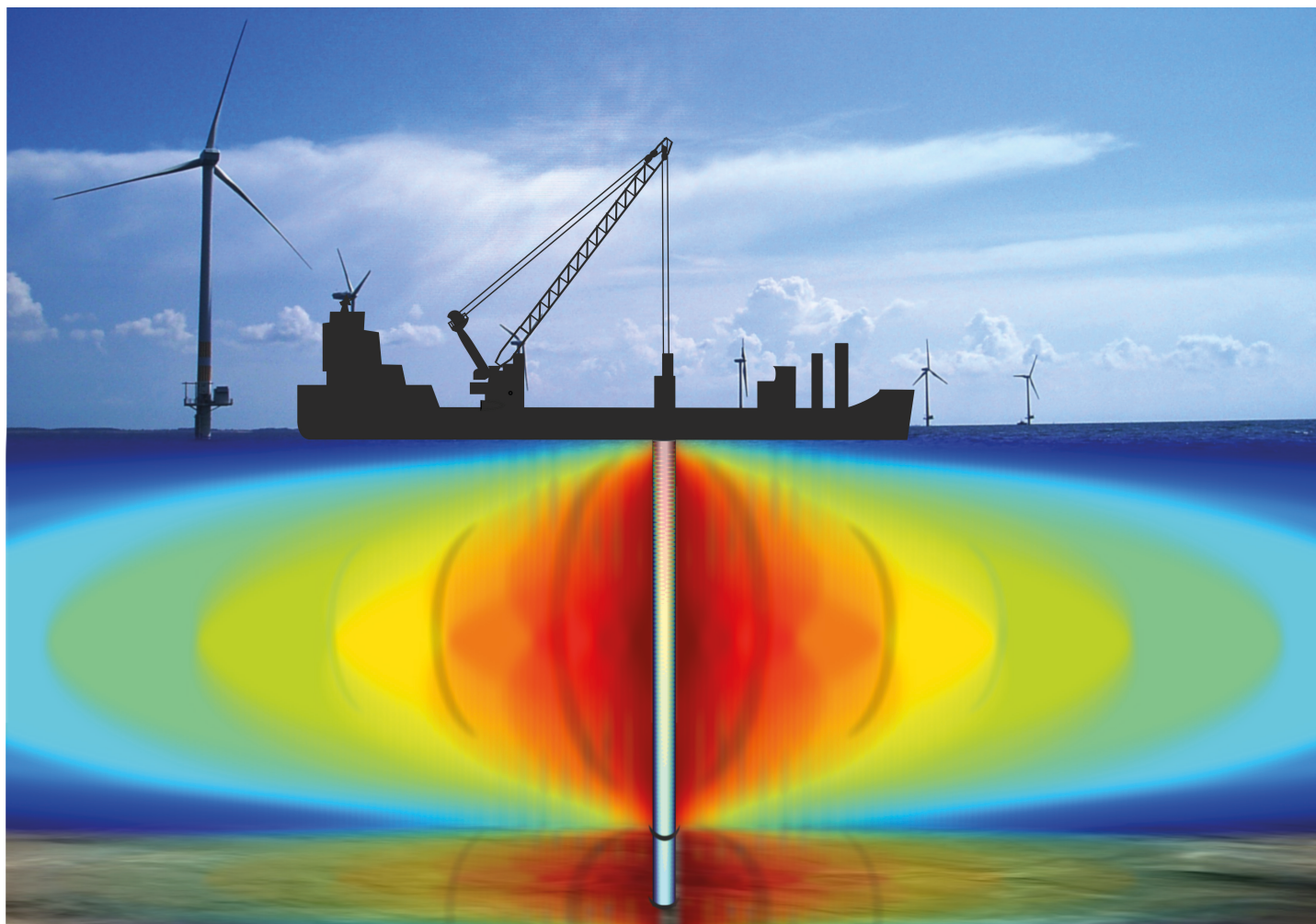


Beräkning av akustisk påverkan från pålning för havsbaserad vindkraft

MATHIAS H. ANDERSSON, JANNE CARLSSON,
FRIDA THÖRN, MARTIN ÖSTBERG



Mathias H. Andersson, Janne Carlsson, Frida Thörn,
Martin Östberg

FOI-R--5730--SE

Beräkning av akustisk påverkan från pålning för havsbaserad vindkraft

Titel	Beräkning av akustisk påverkan från pålning för havsbaserad vindkraft
Engelsk titel	Estimation of acoustic impact from piling for offshore wind turbines
Rapportnr	FOI-R--5730--SE
Månad	Februari
Utgivningsår	2025
Antal sidor	71
ISSN	1650-1942
Uppdragsgivare	Havs- och vattenmyndigheten
Forskningsområde	Undervattensforskning
FoT-område	Undervattens teknik
Projektnr	E86252
Godkänd av	Lars Höstbeck
Ansvarig avdelning	Försvarteknik
Bild	Illustration av Per Morén

Denna rapport kan citeras som:

Andersson, M. H., Carlsson, J., Thörn, F., Östberg, M. (2025). Beräkning av akustisk påverkan från pålning för havsbaserad vindkraft. Totalförsvarets forskningsinstitut FOI-R--5730--SE, Stockholm, Sverige.

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk, vilket bl.a. innebär att citering är tillåten i enlighet med vad som anges i 22 § i nämnd lag. För att använda verket på ett sätt som inte medges direkt av svensk lag krävs särskild överenskommelse.

This work is protected by the Swedish Act on Copyright in Literary and Artistic Works (1960:729). Citation is permitted in accordance with article 22 in said act. Any form of use that goes beyond what is permitted by Swedish copyright law, requires the written permission of FOI.

Sammanfattning

Den vanligaste metoden för att anlägga ett havsbaserat vindkraftverk är att ett s.k. monopilefundament av stål pålas ner i havsbotten. Pålningen genererar höga bullernivåer som kan påverka marina djur negativt. I tillståndsprövningsprocessen för havsbaserade vindkraftverk tas en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) fram. Denna inkluderar ofta en bullerutredning innehållandes akustiska scenarier med antaganden om ljudkälla, ljudutbredning och de marina djurens känslighet (tröskelvärden) för buller. Det finns idag inga svenska riktlinjer om hur dessa scenarier ska vara utformade, vilka akustiska enheter och termer som ska användas eller vilka tröskelvärden som är lämpliga, vilket försvårar framtagandet och granskningen av en MKB.

Denna rapport syftar till att förenkla både framtagandet och granskningen av en bullerutredning för vindkraftsindustrin och tillståndsmyndigheter. Rapporten ger en sammanfattning av det vetenskapliga underlaget om ljudnivåer från pålning av monopilefundament och faktorer som påverkar ljudutbredningen i vattnet. Vidare presenteras olika teoretiska scenarier som kan användas för beskrivning av pålningsbullrets negativa påverkan på marina djur, inklusive en utredning kring tröskelvärden, samt en genomgång av akustiska termer och enheter som resultaten kan presenteras i. Avslutningsvis presenteras metoder kring uppföljning av tillståndskrav i form av ett kontrollprogram.

Nyckelord: Havsbaserad vindkraft, pålning, källmodell, dämpning, ljudutbredning, tröskelvärden, marina däggdjur, fisk, säl, tumlare, torsk.

Summary

The most common method today for building an offshore wind turbine is by piling a steel monopile foundation into the seabed. Piling generates high noise levels that can negatively affect marine animals. In the permit process, an Environmental Impact Analysis (EIA) is developed, in which an acoustic study is included, with assumptions about the sound source, sound propagation and the marine animals' sensitivity (threshold values) to noise. There is currently no Swedish guidelines on how these scenarios should be designed, which units and terms to use or which threshold values that are appropriate, which complicates the preparation and review of an EIA.

This report aims to simplify both the preparation and review of a noise investigation for the wind power industry and licensing authorities. The report provides a summary of the scientific evidence on harmful sound levels from the piling of monopile foundations and factors that affect sound propagation in the water. Various theoretical scenarios are presented for how to describe the negative impact of piling noise on marine animals. Recommendations are given regarding acoustic terms and units, and for the content of control programs. This facilitates compliance with the conditions that appear in the permits.

Keywords: Offshore wind power, piling, source model, attenuation, sound propagation, thresholds, marine mammals, fish, seal, porpoise, cod.

Innehåll

1	Bakgrund	7
1.1	Rapportens innehåll och syfte	8
2	Undervattensakustik	10
2.1	Pålning som ljudkälla.....	10
2.2	Definition av akustiska enheter och termer	11
2.2.1	Pulslängd	11
2.2.2	Maximal ljudtrycksnivå ($L_{p,pk}$)	13
2.2.3	Ljudtrycksnivå (SPL)	13
2.2.4	Ljudexponeringsnivå (SEL)	14
2.2.5	Ljudexponeringsnivå för enkelslag (SEL_{ss})	15
2.2.6	Kumulativ ljudexponeringsnivå (SEL_{cum})	16
2.2.7	Källnivå ($L_{S,E}$ och L_S)	16
2.2.8	Frekvensspektrum och bredbandsnivåer	17
2.2.9	Auditiv frekvensvägning.....	18
2.2.10	Bakgrundsljud	20
2.2.11	Överskridandenivå	21
2.3	Ljudutbredning i vatten	21
2.3.1	Salt och temperatur	21
2.3.2	Sediment och batymetri.....	22
2.3.3	Modeller	23
2.3.4	Ljudnivåns djupberoende	24
2.3.5	Exempel på ljudutbredningsberäkningar.....	24
2.4	Framtida fundamentstorlekar	27
2.5	Bullerdämpande åtgärder	28
2.6	Akustiska skrämmor	31
3	Akustisk påverkan på marina djur	33
3.1	Definition av påverkan.....	34
3.1.1	Beteendepåverkan	34
3.1.2	Hörselpåverkan	35
3.1.3	Fysiologisk skada	35
3.2	Fisk	36
3.2.1	Beteendepåverkan	36
3.2.2	Simhastighet	38
3.2.3	Hörselpåverkan och fysiologisk skada.....	38
3.2.4	Fisklarver och ägg	39
3.3	Tumlare.....	40
3.3.1	Beteendepåverkan	41
3.3.2	Simhastighet	41
3.3.3	Hörselpåverkan	41
3.4	Säl.....	43
3.4.1	Beteendepåverkan	43
3.4.2	Simhastighet	43
3.4.3	Hörselpåverkan	44
4	Scenarier för påverkan	45
4.1	Relevanta parametrar.....	45
4.1.1	Ljudkällan - källmodell	45
4.1.2	Ljudutbredningsberäkningar	45
4.1.3	Dämpning antaganden	46
4.1.4	Biologisk påverkan	46

4.2	Scenarier för påverkan på marina djur.....	46
4.2.1	Scenario odämpat	46
4.2.2	Scenario med tekniskt bullerdämpande åtgärder	47
4.2.3	Scenario med mjukstart och upprampning.....	48
4.2.4	Scenario för TTS	49
4.2.5	Scenario för beteendepåverkan.....	52
5	Kontrollprogram.....	54
5.1	Mätmetodik	54
5.2	Kontrollmetod	55
5.3	Biologiska studier	58
5.4	Utvärdering av bullerdämpande åtgärderna	58
5.5	Data och uppföljning.....	58
6	Summering av slutsatser.....	59
6.1	Riktlinjer i Tyskland och Danmark	59
6.2	Pålning som ljudkälla.....	60
6.3	Enheter	60
6.4	Ljudutbredning	61
6.5	Tröskelvärde	61
6.6	Scenarier.....	62
6.7	Uppdaterad detaljerad modell	62
6.8	Kontrollprogram.....	62
7	Referenser	64

1 Bakgrund

Havsbaserad vindkraft lyfts fram i Sverige som en viktig del av den svenska elproduktionen. De svenska haven innehåller många marina djur som kan påverkas negativt av det buller som genereras i konstruktionsfasen. Vilka djur som kan påverkas skiljer sig åt i de olika havsområdena och över året. Detta medför att en analys av den potentiella miljöpåverkan från konstruktionsbuller görs under varje tillståndsprocess i en s.k. miljökonsekvensbeskrivning (MKB), vilket är ett krav enligt 6 kap. miljöbalken (1998:808).

Idag saknas det nationella riktlinjer för vad en bullerutredning i MKB:n ska innehålla, hur scenarier för akustisk påverkan kan göras, vilka termer och enheter som ska användas, vilka tröskelvärden som kan användas för påverkan och hur resultatet ska presenteras. I flera andra länder, exempelvis i Storbritannien (Faulkner et al., 2018), Danmark (Danish Energy Agency, 2023) och Tyskland (German Federal Ministry for the Environment and Nuclear Safety, 2014), finns det riktlinjer och tröskelvärden som används i tillståndsförfarande. För detaljer om dessa, se avsnitt 6.1. Avsaknaden av riktlinjer i Sverige har gjort att bullermodelleringarna i MKB:er är svåra för ansvariga myndigheter att förstå och granska, och det är utmanande att jämföra beräkningar mellan olika ärenden. Vidare riskerar prövningsmyndigheten att ge tillstånd med olämpligt formulerade villkor. Idag används ibland tyska eller danska riktlinjer för scenarier och tröskelvärden i MKB:er under tillståndsprocessen.

Vid anläggandet av en havsbaserad vindkraftspark behöver fundamenten till vindkraftverken fästas i havsbotten. Valet av fundament styrs i hög grad av de lokala förhållandena, såsom maringeologiska förhållanden i havsbotten och vattendjup. De exakta placeringarna av fundamenten är inte alltid fastställda i ett tidigt skede av tillståndsprocessen. Historiskt sett har s.k. monopilefundament av stål varit en vanlig lösning, och de förväntas spela en viktig roll även i framtidens vindkraftsparker (Wind Europe, 2021).

Utöver monopile finns det även andra fundamentstyper, som till exempel gravitationsfundament av betong som ställs på botten och hålls på plats av sin tyngd, eller fackverksfundament av stål som har ben som fästs i havsbotten med pålar av mindre diameter (< 3 m) (eng. pinnpiles). På djupare vatten används ibland flytande vindkraftverk som hålls på plats av stora ankare, en teknik som fortfarande är relativt ovanlig idag men som inkluderas i allt fler projektansökningar. Det kan även förekomma att dessa ankare pålas fast likt fackverkskonstruktioner. När den akustiska påverkan på marint liv ska beräknas inkluderas därför ofta flera scenarier i bullerutredningen, vilka sätts upp med en kombination av olika fundamentstyper och olika geografiska platser.

För att fästa monopilefundament i havsbotten används ofta slagpålning, även om borrar eller vibration också är möjliga metoder (Bellmann et al., 2020). Slagpålning orsakar höga ljudnivåer när hammaren slår mot fundamentet, vilket genererar buller som sprids genom både fundamentet och vattnet. Detta buller kan störa och skada marina djur på flera kilometers avstånd. För fackverksfundament används ofta slagpålning för att fästa benen mot havsbotten, men dessa pålar är mindre än de som används för monopilefundament, vilket

genererar lägre ljudnivåer. Trots detta kan det vara relevant att göra beräkningar på den akustiska påverkan, likt den för monopiles (Bellmann et al., 2020).

För att uppskatta pålningsbullrets negativa påverkan på marina djur måste vindkraftsbolagen i sin MKB beskriva vilken påverkan som kan uppkomma under konstruktionsfasen. Praxis idag är att inkludera en bullerutredning vilken inkluderar scenarier som visar på vilket avstånd, och inom vilket område, som marina djur kan skadas eller störas. Dessa scenarier innefattar ofta information om fundamentstorlekar, ljudutbredningsförhållanden och djurarters tröskelvärden för påverkan. I dessa fall är det ofta ett ”värsta fall”-scenario (eng. worst-case) som redovisas, snarare än det mest sannolika scenariot (eng. best estimate). De största monopilefundamenten som används i befintliga havsbaserade vindkraftsparker är ca 9 meter i diameter och väger flera hundra ton för att klara av att hålla upp ett vindkraftverk med en effekt på 8–9 MW (Bellmann et al., 2023).

I dagens tillståndsansökningar planeras det för vindkraftverk med en effekt på 20–30 MW och en höjd på över 300 meter, vilket medför att ett fundament på 12–15 meter i diameter är nödvändigt. Idag saknas det mätningar på bullernivåer för fundament av denna storlek, och därför baseras källstyrkan på en extrapolering från mätningar av mindre fundament. Denna metod innehåller osäkerheter som behöver vara tydliga i underlaget som presenteras. Osäkerheter finns även kring dämpningsteknikers effektivitet för dessa stora fundament (Bellmann et al., 2023), vilket kan leda till både över- och underreglering av risker. Därtill är ljudutbredningen i vatten en komplex process, och modelleringsresultat beror helt på vilka parametrar som används, vilket framgår i en internationell studie från Nordsjöregionen som analyserat data från flera vindkraftsparker (Matei et al., 2024).

1.1 Rapportens innehåll och syfte

I rapporten ges en överblick av det vetenskapliga underlaget som finns om hur ljudnivåer från slagpålning av monopilefundament beräknas, vilka faktorer som påverkar ljudutbredningen i vattnet, hur scenarier om pålningsbullrets påverkan på marina däggdjur och fiskar kan utformas samt vilka akustiska termer och enheter som resultaten kan presenteras i. Rapporten innehåller metoder för att beskriva den negativa påverkan på marina djur från slagpålning vid anläggning av monopilefundament för havsbaserad vindkraft. Rapporten syftar till att underlätta för både vindkraftsindustrin och tillståndsmyndigheter vid framtagning och granskning av bullerutredningar. Nationella riktlinjer för vilka ljudnivåer som ska godtas för olika marina djur och på olika platser är något som idag bedöms och prövas från fall till fall. I denna rapport beskrivs endast vilka tröskelvärden som finns utifrån biologisk påverkan, men gör ingen bedömning av vad som bör gälla vid kravställning i olika tillståndsprocesser utan det är upp till tillståndsmyndigheterna. Syftet med detta underlag är att sammanställa vad som bör presenteras i en MKB när det gäller:

- Vilka akustiska termer och enheter som kan användas i en MKB samt hur pålningens källnivå kan beräknas (kapitel 2).
- Hur ljudutbredningsförluster kan beräknas och vilka osäkerheter som kan kopplas till valda beräkningsmodeller och parametrar (kapitel 2).

- Vilka vetenskapligt underbyggda ljudnivåer som kan ligga till grund för tröskelvärden för hörsel- och beteendepåverkan och fysiologisk skada för marina djur i svenska vatten (kapitel 3).
- Hur akustiska scenarier för riskavstånd kan beräknas och presenteras (kapitel 4).
- Vilka komponenter som kan ingå i ett kontrollprogram för att scenarier ska kunna verifieras och villkor kontrolleras (kapitel 5).

2 Undervattensakustik

Undervattensakustik behandlar ljudalstring och ljudutbredning i vatten. Tryckfluktuationer orsakade av en ljudvåg är ofta mycket låga i förhållande till det statiska trycket och benämns ljudtryck (eng. sound pressure) med beteckningen $p(t)$ för att understryka att det är en tidsfunktion. Ljudtrycket varierar kring det statiska trycket och den maximala avvikelser från detta medeltryck kallas för ljudets amplitud, vilket är från noll till toppvärdet av ljudtrycket. Ljudtrycket jämförs oftast med ett referenstryck, p_0 , och presenteras då som ljudtrycksnivå i den logaritmiska enheten decibel, dB.

I luft kan våra öron uppfatta allt från mycket låga ljudtryck med amplituder ner mot hörseltröskeln 20 μPa upp till mycket höga ljudtryck vid smärtröskeln runt 100 Pa. För att täcka ett så stort område lämpar sig en logaritmisk skala som decibel mycket bra där referenstrycket sätts till den mänskliga hörseltröskeln på 20 μPa motsvarande 0 dB re 20 μPa . Smärtröskeln för människan ligger runt 130 dB re 20 μPa i luft.

Vatten å andra sidan är ett betydligt tätare medium än luft, och har ofta ett högre statiskt tryck. Detta medför en högre akustisk specifik impedans i vatten, och ljud kommer att uppfattas på ett annat sätt i vatten än i luft. I vatten används 1 μPa som referenstryck. Det viktiga i sammanhanget är att det är svårt att jämföra ett uppmätt ljud i vatten och luft (svårare än att enbart ta hänsyn till de olika referenstrycken), och bör generellt undvikas. När ljudtrycksnivån anges i decibel är det därför av yttersta vikt att ange vilket referenstryck som används (och därmed vilket medium som avses), dvs. 20 μPa i luft eller 1 μPa i vatten.

2.1 Pålning som ljudkälla

Pålning av vindkraftsfundament kan liknas vid att slå i en spik med en hammare. För att kunna driva ned fundamentet i bottensedimentet krävs det att en tillräckligt stor kraft verkar mellan fundament och sediment. Denna kraft uppnås genom att släppa eller slå en tung hammare mot fundamentets övre ände. När hammaren träffar fundament överförs en stor del av rörelseenergin via en stöt till fundamentet. Det uppkommer även tryckpulser i luften ovanför fundamentet som hastigt pressas bort från anslagsytan. Man får alltså både ljud och vibrationer av impulsiv karaktär, se vidare avsnitt 2.2.1.

Hammaren har en större diameter än fundamentet och därigenom högre impedans. Detta ger en i tiden mer utdragen stötpuls, vilket är fördelaktigt då fundamentet kan tränga ned längre i sedimentet. Pulsens varaktighet är trots detta bara cirka 40 – 50 ms (millisekunder). För att kunna bygga upp en tillräckligt stor kraft i bottensedimentet, så att det ger vika, måste man komprimera sedimentet. Detta kräver en tillräckligt lång puls. Den optimala pulslängden kommer således att bero på bottensedimentets materialegenskaper.

Stötpulsen som skapas vid fundamentals övre ände kommer att fortplantas genom fundament ned mot botten, där det mesta av energin överförs till bottensedimentet medan en liten del reflekteras tillbaka. Energiöverföringen till bottensedimentet skapar höga vibrationsnivåer och leder till att ljud återstrålas ut i vattnet. Den reflekterade delen av pulsen får fundamentet att vibrera både axiellt och radiellt, och den radiella delen utstrålar ljud till vattnet. Frekvensinnehållet i

vibrationsmoderna har ett maximum mellan 63 och 160 Hz (Bellmann et al., 2020). Frekvensmaxima vid 63 Hz fås för fundament med stor diameter (upp till 9 m) medan 160 Hz fås för fundament med mindre diameter. Uppskattningsvis kommer 10 % av det utstrålade ljudet i vattnet komma via botten, medan resterande kommer direkt från fundamentet. Detta resulterar i att pålningsbullret kan ses komma från en flerpunktskälla. I senare avsnitt 2.3 antas en förenklad modell av ljudkällan i form av en enskild punktkälla.

Den utstrålade bullernivån från pålningsarbetet påverkas av faktorer som:

- Fundamentstyp, material och storlek.
- Hammartyp, slagenergi och slagfrekvens.
- Bottens akustiska egenskaper.

2.2 Definition av akustiska enheter och termer

För att både underlätta granskningen av och öka tydligheten i en MKB ska man använda definitionerna i enlighet med ISO 18405 Undervattensakustik – Terminologi (ISO, 2017a) och ISO 18406 Undervattensakustik – Mätning av utstrålat undervattensljud från pålning (ISO, 2017b). Nedan ges en översiktlig beskrivning av de vanligaste termerna och enheterna som används idag kopplat till slagpålning och dess påverkan på marina djur.

2.2.1 Pulslängd

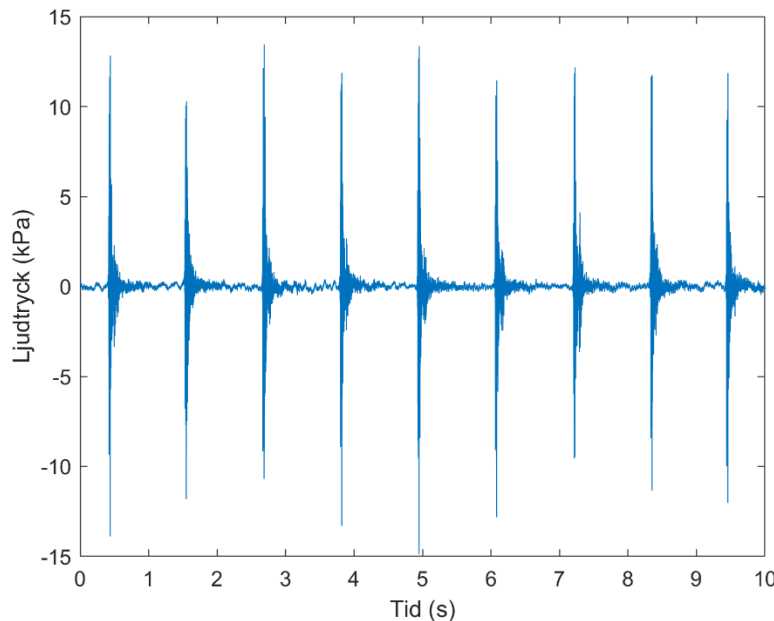
Vid slagpålning används en tung hammare för att slå ned fundamentet i havsbotten. När hammaren träffar fundamentet genereras en akustisk puls med avtagande amplitud, och pulstiden blir både lång och svår att mäta exakt. För att bedöma risken för hörselskador hos marina djur delas ljud in i två typer: impulsivt ljud (kallat I-typ) och andra ljud (kallat P-typ), där olika tröskelvärden för påverkan gäller beroende på ljudets pulslängd.

Impulsivt ljud kännetecknas av följande tre kriterier:

- Väldigt snabb (<125 ms) start, ofta följt av en långsammare avklingning.
- Kort varaktighet, vanligtvis bråkdelar av en sekund.
- Stor bandbredd, som innehåller ett brett spektrum av frekvenser, till skillnad från tonalt ljud.

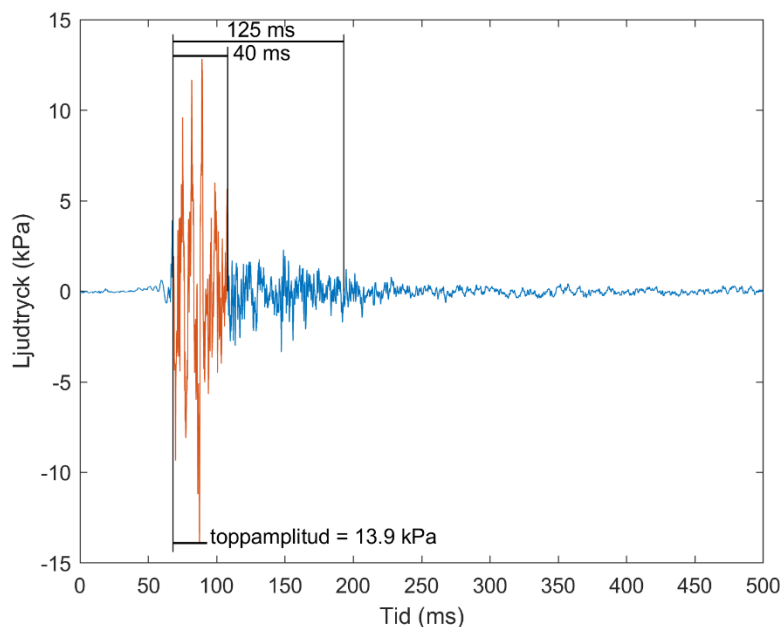
Vissa ljud, vanligtvis smalbandiga pulser, uppfyller några men inte alla kriterier för impulsivt ljud och klassas som P-typ ljud. Ett exempel på detta är den rena tonen från ett aktivt sonarping som har kort varaktighet. Exempel på impulsivt ljud är just pålning och undervattensexlosioner. Figur 1 visar ett exempel på pålningsljud inspelat på ca 750 m avstånd, där pulserna har pulslängder på cirka 40 ms och därmed klassas som impulsivt ljud. När man mäter en pålningspuls på längre avstånd (flera kilometer) kommer ljudets varaktighet att öka (signalen blir mer utdragen) på grund av ljudutbredningen (Bailey et al., 2010).

För att illustrera hur olika pålningslag kan ge varierande ljudnivåer visas i figur 1 även en serie av typiska pålningspulser, med en slagfrekvens på 0,9 slag per sekund. Här syns en tydlig variation i pulsernas max- och min-värden.



Figur 1. Ljudtryck uppmätt vid 750 meters avstånd från pålning av ett monopilefundament, där variation i pulsernas max- och min-värden tydligt framträder.

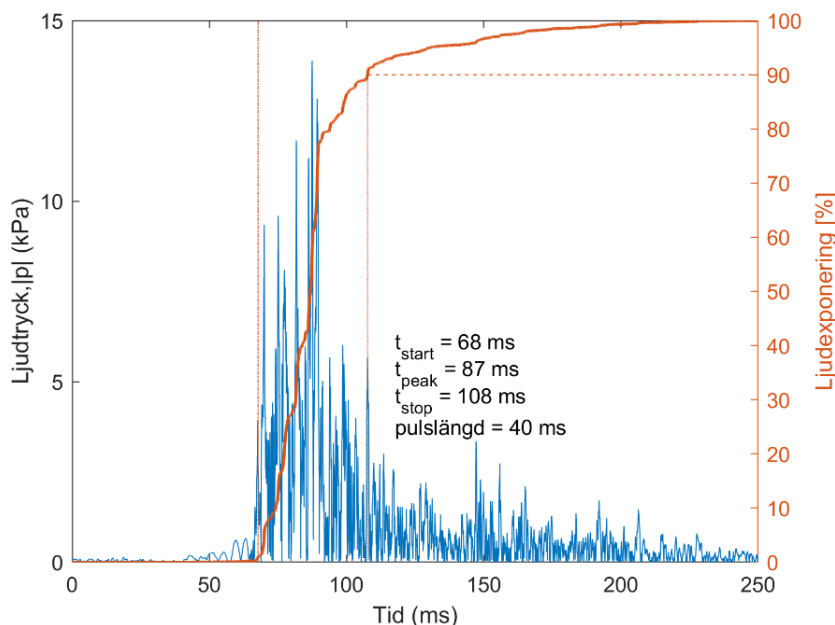
För att beräkna vilken ljudnivå som en puls har behöver pulslängden fastställas. Enligt ISO 18406 (ISO, 2017b) används den del av pulsen som innehåller 90 % av energin. Denna del är rödmarkerad i figur 2 och har en varaktighet på 40 ms, vilket är knappt en tredjedel av den integrationstid på 125 ms som däggdjur (inklusive människan) använder i sin hörsel (Lucke et al., 2024; Tougaard et al., 2015).



Figur 2. Illustration av ljudtrycket för den första pulsen i figur 1. Det maximala noll-till-topp-värdet (toppamplituden) visas samt pulslängd och integrationstid. Den rödmarkerade delen avser 90 % av pulsens ljudenergi.

Denna integrationstid, 125 ms, används ofta i MKB:ers bullerutredningar eftersom den bäst motsvarar hur däggdjur uppfattar ljud. Ljud med impulsiv karaktär, som vid pålning, har så kort pulslängd att hörseln inte hinner uppfatta hur högt ljudet verkligen är, trots att ljudet kan vara skadligt. Av denna anledning ställs ofta hårdare krav på tillåtna ljudnivåer för impulsivt ljud än för kontinuerligt

ljud med längre pulslängd. För att beräkna pulslängden som innehåller 90 % av energin beräknas först absolutbeloppet av ljudtrycket, $|p(t)|$ i figur 3, och därefter summeras ljudtrycket över tid, vilket ger ljudexponeringen. I figur 3 visas även ljudexponeringen som funktion av tid och uttrycks i procent av den totala ljudenergin för pulsen. Pulslängden är analyserad enligt ISO 18406 (ISO, 2017b) och beräknas till 40 ms, vilket tydligt visar på ett impulsivt ljud.



Figur 3. Absolutvärde av ljudtrycket (blå linje) och normerad ljudexponering (röd kurva) för den första pulsen i Figur 1. Notera de dubbla axlarna.

2.2.2 Maximal ljudtrycksnivå ($L_{p,pk}$)

Den största amplituden, noll-till-toppvärdet eller toppamplituden, $|p|_{max}$, benämns maximalt ljudtryck. I figur 2 och figur 3 är det maximala ljudtrycket för pulsen 13,9 kPa, och infaller vid tiden $t_{peak} = 87$ ms (19 ms efter t_{start}).

När detta maximala ljudtryck jämförs med referenstrycket för vatten, p_0 , får vi den maximala ljudtrycksnivån i decibel:

$$L_{p,pk} = 20 \log_{10} \left(\frac{|p|_{max}}{p_0} \right) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}. \quad (1)$$

Den maximala ljudtrycksnivån ($L_{p,pk}$), för pulsen presenterad i figur 3, är beräknad till 203 dB re 1 μPa . I Tyskland får den maximala ljudtrycksnivån inte överstiga ett gränsvärde på $L_{p,pk}$ 190 dB re 1 μPa på 750 meters avstånd från ljudkällan (Müller och Zerbs, 2011). Denna enhet förekommer även i andra studier där akustisk påverkan på marina djur har undersökts, se vidare i kapitel 3. I litteraturen kan ibland tröskelvärden för beteendepåverkan och skada på fisk beskrivas i SPL_{peak} , men det ska vara $L_{p,pk}$ i enlighet med ISO 18405 (ISO, 2017a).

2.2.3 Ljudtrycksnivå (SPL)

Vid beräkningar av det avstånd vid vilket marina djur reagerar på ett ljud används ofta termen ljudtrycksnivå (eng. Sound Pressure Level, SPL). I litteraturen förekommer också notationen $L_{p,rms}$. SPL baseras på rms-värdet (eng. root mean

square), även kallat effektivvärdet, av ljudtrycket, p_{rms} , beräknat över en viss integrationstid $T = t_2 - t_1$, vilket beräknas enligt:

$$p_{rms} = \sqrt{p^2} = \sqrt{\frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} p^2(t) dt} \text{ Pa.} \quad (2)$$

Ljudtrycksnivån, SPL, i decibel beräknas då enligt följande:

$$SPL = 10 \log_{10} \left(\frac{p_{rms}}{p_0} \right)^2 = 20 \log_{10} \left(\frac{p_{rms}}{p_0} \right) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa.} \quad (3)$$

Integrationstiden väljs ofta till 125 ms, vilket motsvarar integrationstiden i däggdjurs öron, som nämnts tidigare. Integrationstiden för fisk är däremot mycket osäker på grund av för få studier. För att förtydliga vilken integrationstid som använts skriver man SPL_{125ms} . Ljudtrycksnivån (SPL_{125ms}) används för att beskriva det momentana ljudet vid beräkningar av påverkansavstånd för bl.a. tumlare i Danmark (Danish Energy Agency, 2023).

Vid mätning av impulsivt ljud kan pulslängden vara kortare än integrationstiden, vilket leder till en underskattning av det maximala ljudtrycket. Detta beror på att rms-värdet är relaterat till (kvadratroten av) tidsmedelvärdet av effekten över integrationstiden. En längre integrationstid innebär att pulsens energirika del kommer att utgöra en mindre andel av den totala tiden, då en större del av pulsens avtagande del inkluderas. På så sätt erhålls ett lägre rms-värde när det beräknas över en längre integrationstid trots att pulslängden och dess maxima förblir oförändrade. Därför är det viktigt att alltid ange integrationstiden.

2.2.4 Ljudexponeringsnivå (SEL)

Ljudexponeringsnivån (eng. Sound Exposure Level, SEL) är ett mått på den totala bullerdosen och används för tröskelvärden, t.ex. för hörselnedsättning hos marina djur i en MKB. Ljudexponeringsnivån beskriver den totala ljudenergin som uppmäts under ett tidsintervall och betecknas SEL alternativt $L_{E,p}$ med enheten dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, och definieras som:

$$SEL = 10 \log_{10} \left(\frac{E_{p,T}}{E_{p,0}} \right) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}, \quad (4)$$

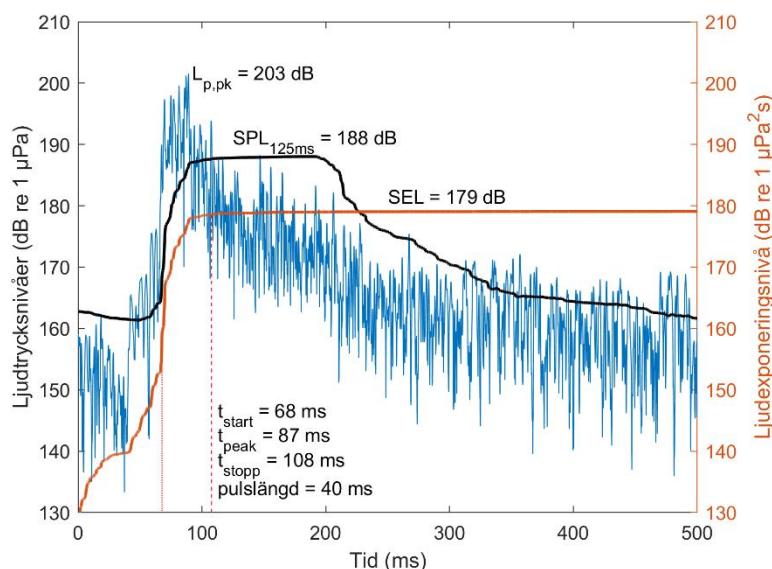
där $E_{p,0} = 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ är referensnivån och $E_{p,T}$ är ljudexponeringen under tidsintervallet $T = t_2 - t_1$, vilket beräknas enligt:

$$E_{p,T} = \int_{t_1}^{t_2} p^2(t) dt \text{ Pa}^2\text{s}. \quad (5)$$

Ljudexponeringsnivån relaterar till den totala ljudenergin, medan ljudtrycksnivån relaterar till den medelvärdesbildade ljudeffekten för det tidsintervall den är beräknad för. En jämförelse mellan de akustiska måtten: maximal ljudtrycksnivå, $L_{p,pk}$, ljudtrycksnivå beräknat över 125 ms, SPL_{125ms} , och ljudexponeringsnivå, SEL, visas i figur 4.

I figur 4 presenteras $L_{p,pk}$ som en topp vid 203 dB re $1 \mu\text{Pa}$. Den tidsintegrerade ljudtrycksnivån, SPL_{125ms} , antar det högsta värdet 188 dB re $1 \mu\text{Pa}$ integrerat över 125 ms. Detta är 15 dB lägre än den maximala ljudtrycksnivån, då

integrationstiden är längre än pulslängden, och det är därför av vikt att redovisa hur man beräknat resultaten. Anledningen till att SPL_{125ms} tycks ”släpa efter” och anta sitt högsta värde först efter pulsen är på grund av hur tidsmedelvärdesbildningen görs. Tidsmedelvärdet beräknas för uppmätta värden bakåt i tiden upp till den aktuella tidpunkten, här med en total integrationstid på 125 ms, då man i mätsituationer av förklarliga skäl inte kan medelvärdesbilda över värden som ännu ej uppmätts. Ljudexponeringsnivå, $SEL = 179$ dB re $1 \mu Pa^2 s$, summerar bullerdosen över hela tidsintervallet (från $t_1 = 0$ ms till $t_2 = 500$ ms).



Figur 4. Momentan ljudtrycksnivå, L_p (blå kurva), tidsintegrerad ljudtrycksnivå SPL_{125ms} , (svart kurva) och ljudexponeringsnivå, SEL , (röd kurva) till höger, för första pulsen i figur 1.

Likt det som noterades i avsnitt 2.2.1 förekommer 90 % av pulsens energi inom de första 40 ms efter t_{start} . Därför klingar ökningen av SEL av i samband med detta. Om ljudtrycksnivå SPL beräknas för samma integrationstid T som ljudexponeringsnivå SEL , råder sambandet:

$$SEL = SPL + 10 \log_{10}(T). \quad (6)$$

Med en integrationstid på 125 ms blir $SEL = SPL - 9$ dB. Givet kontinuerliga ljudkällor och för integrationstider längre än 1 sekund så blir $SEL > SPL$.

2.2.5 Ljudexponeringsnivå för enkelslag (SEL_{ss})

Ljudexponeringsnivå för enkelslag, SEL_{ss} , baseras på 100 % av energin i pulsen från ett enkelslag i enlighet med ISO 18406 (ISO, 2017b). Detta används ofta för att sätta gränsvärden för beteendepåverkan på marina djur. När tiden mellan skilda slag är längre än pulslängden beräknas SEL för enkelslag över det tidsintervall som omfattar pulsens hela varaktighet. Vid överlappande pulser används istället tiden mellan hammarslagen som tidsintervall. Över en pulssekvens med flera slag tenderar SEL_{ss} att variera mellan pulserna. Detta kan observeras i exemplet av en pulssekvens med nio slag i figur 1, där en spridning mellan 178,4 och 180,0 dB re $1 \mu Pa^2 s$ för de enskilda pulserna erhöles.

2.2.6 Kumulativ ljudexponeringsnivå (SEL_{cum})

Den kumulativa ljudexponeringsnivån, SEL_{cum}, är den totala bullerdosen och summerar exponeringen från alla hammarslag under installationen av ett fundament. För en stationär mottagare kan den kumulativa ljudexponeringsnivån beräknas enligt:

$$SEL_{cum} = 10 \log_{10} \left(\frac{E_{cum}}{E_{p,0}} \right) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}, \quad (7)$$

där E_{cum} är den kumulativa ljudexponeringen för en stationär mottagare från N pulser:

$$E_{cum} = \sum_{n=1}^N E_n. \quad (8)$$

I de danska riktlinjerna används en alternativ formulering av SEL_{cum}, vilken tar hänsyn till att marina djur som befinner sig i området kommer att röra sig bort från ljudkällan. Modellen tar också hänsyn till variationer i slagenergi mellan pulsslag, vilket kan inträffa under exempelvis mjukstart och/eller upprampning.

Den kumulativa ljudexponeringsmodellen i de danska riktlinjerna från Energistyrelsen (Danish Energy Agency, 2023) uttrycks enligt:

$$SEL_{cum} = 10 \log_{10} \left(\sum_{i=1}^N \frac{S_i}{100} * 10^{\frac{(L_{S,E} - A \log_{10}(r_{start} + v_{flykt} t_i) - \alpha(r_{start} + v_{flykt} t_i))}{10}} \right), \quad (9)$$

där S_i är procent av maximal slagenergi för puls i , $L_{S,E}$ är källnivån givet 100% slagenergi (se avsnitt 2.2.7), r_{start} är startavståndet från källan i meter, v_{flykt} är simhastigheten i m/s, t_i är tidpunkten i sekunder för puls i , och A samt α är modellparametrar kopplat till ljudutbredningsförlusten (se avsnitt 2.3.3). Denna modell tillåter en mer realistisk beräkning av den ljudexponering ett marint djur kan bli utsatt för under pålningsarbetet jämfört med beräkningen mot en stationär mätpunkt enligt ovan, dock med det förenklade antagandet att djuret rör sig med konstant hastighet längs en rak linje bort från källan.

SEL_{cum} betecknas ofta som SEL_{24h} (ibland SEL_{8h}), där indexet anger den kumulativa tidsperioden som integrerats. Eftersom SEL_{ss} från pålning ger ett så pass stort bidrag, runt 179 dB re 1 μPa²s vid avståndet 750 m för ett enkelslag i detta exempel, så kommer SEL_{24h} bara att påverkas av bullret för den tid då pålningen pågår. Bakgrundsljudnivån ligger betydligt lägre, SPL runt 80 - 100 dB re 1 μPa, och bidrar för ett helt dygn bara med SEL_{cum} 130 – 150 dB re 1 μPa²s. Det innebär att bakgrundsljudnivån för ett helt dygn bidrar med mindre än en tiondel av ett enda pålningsslag. SEL_{cum} är därför användbart för att beskriva när tillfällig- (TTS) eller permanent tröskelförskjutning (PTS) uppkommer hos fiskar eller marina däggdjur (se avsnitt 3.1.2).

2.2.7 Källnivå (L_{S,E} och L_S)

Ett sätt att karakterisera en ljudkälla är i form av dess källnivåer. Dessa nivåer motsvarar ljudkällans ljudexponeringsnivå och ljudtrycksnivå. Vilken av dessa som är lämpligast i en viss situation beror på ljudkällans varaktighet.

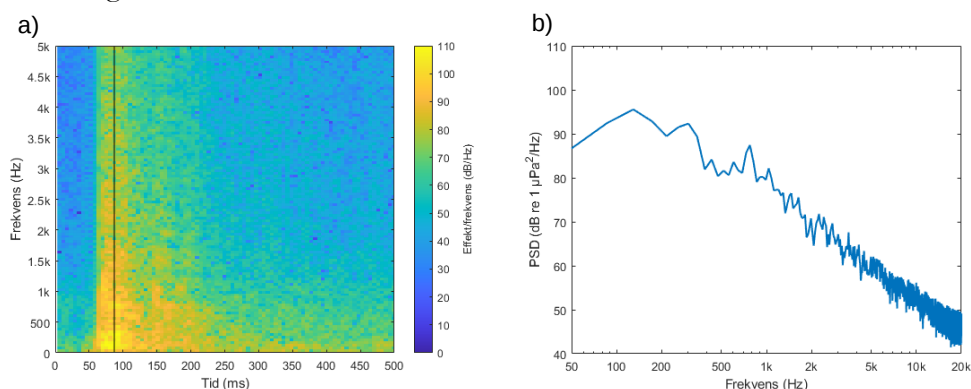
En ljudkällas ljudexponeringsnivå, $L_{S,E}$, mäter ljudenerginivån för en intermittent tidsbegränsad källa. Den totala ljudenergin som strålar ut från en källa är proportionell mot ljudtrycket i kvadrat, den area som ljudtrycket verkar på och tiden som källan varar under. Därför får källstyrkan dimensionen $\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ och källnivån mäts i dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$. Källnivån motsvarar den SEL som teoretiskt skulle mätas upp på ett avstånd av 1 m från en fiktiv punktkälla med samma källstyrka som den verkliga källan. $L_{S,E}$ används för att beskriva ljudkällor med kort varaktighet, såsom impulsiva källor.

En ljudkällas ljudtrycksnivå, L_S , är ett mått på ljudtrycket hos en källa med lång varaktighet, det vill säga en kontinuerlig källa. Den motsvaras av den SPL som teoretiskt skulle mätas upp på ett avstånd av 1 m från en fiktiv punktkälla med samma källstyrka som den verkliga källan.

Källnivåerna är viktiga ingångsparametrar för att beräkna riskavstånd i en bullerutredning, och bör beskrivas tillsammans med var informationen om källan kommer ifrån samt vilka osäkerheter som finns.

2.2.8 Frekvensspektrum och bredbandsnivåer

Ljudet från pålning innehåller olika mycket energi vid olika frekvenser. För att studera impulsivt ljud kan man beräkna ett spektrogram av ljudtryckssignalen där frekvensinnehållet för olika tidsintervall analyseras. Detta ger en bild av hur ljudet varierar i styrka över både frekvenser och tid. Ett sådant spektrogram för pulsen i figur 2 visas i figur 5a. Här syns att den största nivån ligger vid låga frekvenser under 1 kHz och varar under ett kort tidsintervall på mindre än 50 ms. Det maximala ljudtrycket för denna puls inträffar vid 87 ms, och den tunna linjen i figur 5a motsvarar denna tid. Frekvensinnehållet för denna tidpunkt återges i figur 5b som ett effekttäthetsspektrum (eng. Power Spectral Density, PSD). Effekttäthetsspektrumet innehåller en grundton med relativt låg frekvens mellan 100–200 Hz, samt flera övertoner med högre frekvens men med lägre amplitud och energinnehåll.



Figur 5. a) spektrogram av ljudtrycket för pulsen i figur 2, b) effekttäthetsspektrum, PSD, för pulsen vid tiden 87 ms (vertikal svart linje i 5a). Notera att på y-axeln i a) och x-axeln i b) betyder k kilohertz.

Vid såväl modellering som mätningar ska signaler enligt ISO 18406 analyseras i både smalband (1 Hz) och i tersband (även kallat 1/3 oktavband) för frekvenserna 20 Hz till 20 kHz. Med tersband menas att man summerar ljudets effekt över ett antal frekvenser och presenterar denna ljudnivå för en centerfrekvens, dvs. den frekvens som ligger i mitten av det band som man beräknar över. Den nominella

centerfrekvensen blir 125 Hz för tersbandet som, för bas 10, börjar vid 112,2 Hz och slutar vid 141,3 Hz. Tersbanden blir bredare ju högre upp i frekvens man kommer.

Vid behov kan en större bandbredd användas. Rekommenderade analysmetoder finns i ISO 18406 (ISO, 2017b). När ordet bandbredd används är det viktigt att specificera för vilka frekvenser som avses, t.ex. 20 till 500 Hz eller 100 Hz till 10 kHz.

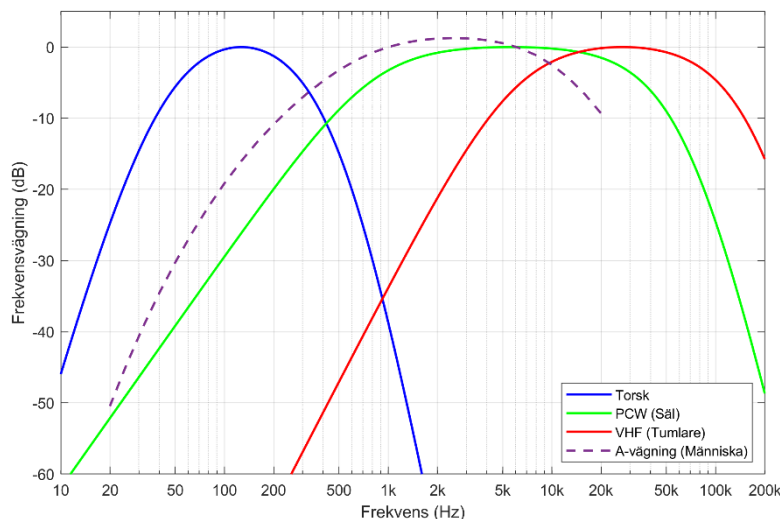
2.2.9 Auditiv frekvensvägning

Djur (och människor) hör inte alla frekvenser lika bra. För att göra en bullerutredning om artspecifik påverkan mer korrekt, kan uppmätt ljud frekvensvägas. Frekvensvägning innebär att delen av frekvensspektrumet där ett specifikt djur hör bättre kommer väga in mer, och där de hör sämre väga in mindre. Marina däggdjur kan delas in i funktionella grupper efter vilka frekvenser de kan höra. Tumlare tillhör gruppen Very High-Frequency (VHF) cetaceans, och våra sälar tillhör Phocid Carnivores in Water (PCW). En metodik för att ta fram vägningskurvor för marina däggdjur presenteras i Southall et al. (2019). Under 2024 publicerades ett utkast på en uppdatering gällande vägningsfunktioner av National Marine Fisheries Service (2024). I denna rapport används de uppdaterade värdena för vägningsfunktionerna, men den nya terminologin används ej.

De funktionella grupperna VHF och PCW förekommer ofta i MKB:er. Med samma metodik som för de marina däggdjuren, kan man använda hörselkurvan för en fiskart, exempelvis torsk, för att ta fram en vägningskurva som speglar just denna arts hörselförmåga. Denna rapport har tagit fram en vägningskurva för torsk utifrån audiogram från ett par torskindivider (Chapman och Hawkins, 1973). Liknande försök till att skapa vägningskurvor för funktionella grupper av fisk, baserat på deras fysiologiska förutsättningar att detektera ljud, publicerades i slutskedet av arbetet med denna rapport, och har därför inte kunnat användas i avsnitt 4.2, se Lucke et al. (2024). Denna publikation är väl värd att studera i mer detalj inför framtida nationella riktlinjer.

I figur 6 visas frekvensvägningskurvor för fiskarten torsk, de funktionella grupperna PCW (säl) och VHF (tumlare), samt A-vägningskurvan för människor. Den sistnämnda vägningskurvan inkluderas som en jämförelse, eftersom den används vid frekvensvägning av luftburet ljud för människor.

Frekvensvägningskurvorna används för att bedöma ljudexponering och när ett djur riskerar hörselnedsättning, se avsnitt 4.2. I denna rapport avses frekvensvägning efter dessa funktionella grupper, PCW och VHF, när ljudnivåer presenteras som säl- respektive tumlare-vägda.



Figur 6. Auditiv frekvensvägning för torsk, de funktionella grupperna Phocid Carnivores in Water (PCW) och Very High-Frequency (VHF) cetaceans samt den streckade A-vägningskurvan som jämförelse för hur luftburet ljud frekvensvägs för människor. Notera att på x-axeln betyder k kilohertz.

Frekvensvägningsfunktionen, $W(f)$, kan liknas vid ett bandpassfilter som släpper igenom frekvenser inom ett mellanregister och dämpar låga samt höga frekvenser. Den är definierad enligt:

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

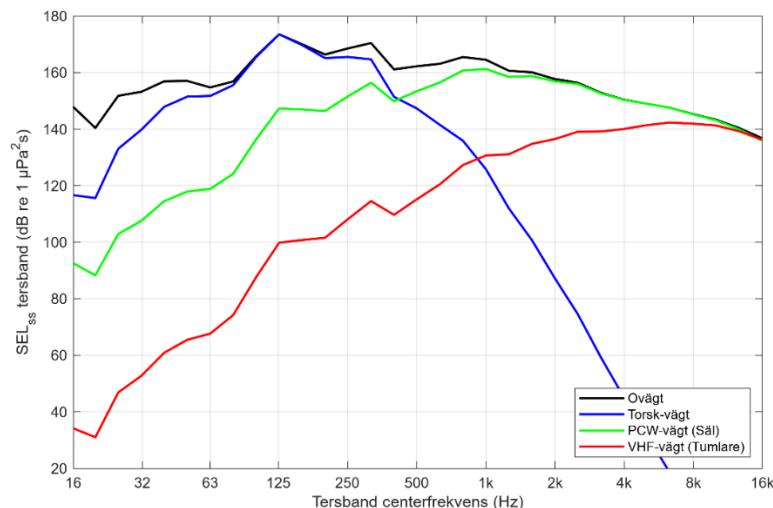
där de fem parametrarna a , b , C , f_1 och f_2 beror på vilken hörselgrupp som avses. Parametrarna för tre hörselgrupper återfinns i tabell 1.

Torsk, säl och tumlare hör olika bra vid olika frekvensband, vilket visas i figur 6, och därför uppfattas ett visst ljud väldigt annorlunda av de olika arterna. Torsken hör främst lågfrekventa ljud (< 500 Hz), sälen hör ljud i mellanregistret och högre frekvenser (> 500 Hz), medan tumlaren uppfattar de mer högfrekventa ljuden (> 3 kHz).

Tabell 1. Parametrar för auditiv frekvensvägning för säl och tumlare är hämtade från NMFS (2024), som är en uppdatering av tidigare rekommendationer (Southall et al., 2019). Parametrarna för torsk är uppskattade utifrån audiogram för torsk som är baserat på ett fåtal mätningar (Chapman och Hawkins, 1973).

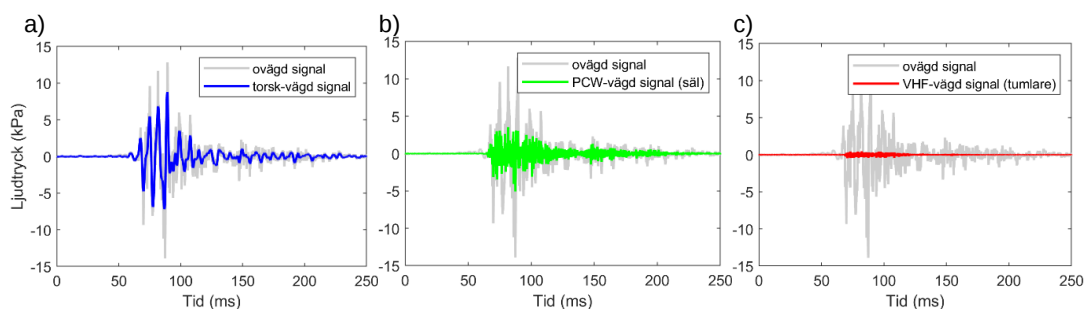
Hörselgrupp	a	b	C	f_1	f_2
Torsk	4	6	3,27	40	500
PCW (Säl)	1,63	5	0,29	810	68 300
VHF (Tumlare)	2,23	5	0,91	5 930	186 000

För pålningsljud, som dominerar vid lägre frekvenser, innebär detta stora skillnader för hur torsk, säl och tumlare uppfattar och påverkas av ljudet. Det ovägda frekvensspektrumet för pålning, som visas i figur 7, har ett SEL_{ss} på 179 dB re 1 μPa^2 s vid 750 m. För torsken reduceras detta med 2 dB till $SEL_{ss,torsk} = 177$ dB re 1 μPa^2 s. För sälen reduceras det med 11 dB till $SEL_{ss,PCW} = 168$ dB re 1 μPa^2 s, och för tumlaren reduceras SEL_{ss} med 29 dB till $SEL_{ss,VHF} = 150$ dB re 1 μPa^2 s.



Figur 7. Frekvensspektrum för ljudexponeringsnivån för enkelslag presenterat i tersband före och efter frekvensvägning för torsk samt de funktionella grupperna Phocid Carnivores in Water (PCW) och Very High-Frequency (VHF) cetaceans. Notera att på x-axeln betyder k kilohertz.

För att ytterligare demonstrera effekten av vägning visas den ovägd tidssignalen, grå kurva i figur 8, som jämförs i figur 8a med en torsk-vägd signal, i figur 8b med en PCW-vägd signal (säl) och i figur 8c med en VHF-vägd signal (tumlare). Det är tydligt att torsken kan höra mer av pålningsljudet än säl och tumlare. För tumlaren kommer pålningsljudet sannolikt inte ens uppfattas som ett I-typ av ljud.



Figur 8. Illustration om hur stor del av originalsignalen av en pålningspuls (grå) som finns kvar efter vägning för a) torsk (blå), b) PCW (säl, grön) och c) VHF (tumlare, röd).

2.2.10 Bakgrundsljud

Havet är inte helt tyst. Vind, vågor, djur och mänskliga aktiviteter som t.ex. fartyg bidrar med ljud. Denna ljudbild kallas för bakgrundsljud (eng. ambient noise). När pålningsljudet blir svagare än bakgrundsljudet blir det svårt att mäta. Det gäller framför allt för frekvenser över 1 kHz, där pålningsbullret har mindre energi och bakgrundsljudet har en bredbandig signatur, se exempel i figur 18. Den lokala bakgrundsljudnivån är viktig för att avgöra på vilket avstånd ett pålningsljud är hörbart för marina djur. Likt pålningsljud och marina djurs hörselförmåga så kommer bakgrundsljudets spektrala innehåll att spela en stor roll för om bakgrundsljudet maskerar ut pålningsbullret eller inte. För att kunna avgöra huruvida pålningsbullret maskeras av bakgrundsljudet måste man använda samma integrationstid för mätningen av bakgrundsljudet som för pålningsbullrets SEL-nivåer.

2.2.11 Överskridandenivå

Varje pålningslag ger olika ljudnivåer, vilket illustrerades tidigare i figur 1. När ett tröskelvärde för påverkan ska fastställas och sedan övervakas i ett kontrollprogram, behöver det vara tydligt hur mätdata ska presenteras och hur uppmätt data ska relateras till tröskelvärdet. För en ljudparameter innebär överskridandenivån L_{05} (eng. exceedance) det värde som ljudnivån (L) endast överskrider i 5 % av mätningarna. Detta innebär t.ex. att L_{50} är medianvärdet. Vid pålning varierar både $L_{p,pk}$ och SEL_{ss} mellan olika slag och i exemplet i figur 1 varierade ljudtrycket $\pm 0,8$ dB för endast 9 slag. Vid fastställande av villkor kan ett medelvärde vara olämpligt eftersom variationen under flera timmars pålning blir väldigt stor, särskilt eftersom förhållandena under pålningen kan ändras, inte minst pga. att fundamentet slås ned allt djupare i botten. Att ställa krav på ett enstaka SEL_{ss} maxvärde kan å andra sidan bli för strikt, eftersom pålningen kan bestå av flera tusen slag. Då kan införandet av överskridandenivå vara ett bra alternativ. I Tysklands riktlinjer används SEL_{05} , vilket innebär att 95 % av alla slag måste hålla sig under gränsvärdet på 160 dB re 1 μPa^2 s uppmätt på 750 m. Det är värt att nämna att Tyskland även har en begränsning i hur lång tid en pålning får pågå. För monopilefundament är det 180 min, och för de mindre pinnpiles för fackverksfundament är det 140 min.

2.3 Ljudutbredning i vatten

I bullerutredningen måste ljudutbredningen i vattnet beräknas med hjälp av modeller för att uppskatta på vilket avstånd pålningsbullret kan påverka marina djur negativt. Ljudkällan kan på ett förenklat sätt beskrivas som en ekvivalent punktkälla vid ett specifikt djup (se avsnitt 2.2.7). Dessutom, om amplituderna är måttliga, kan ljudnivån i en godtycklig position i vattenvolymen beräknas genom sonarekvationen,

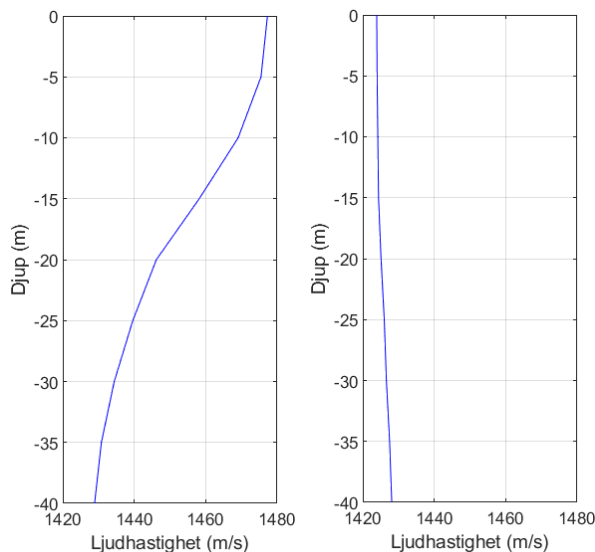
$$SPL = SL - PL, \quad (11)$$

där SL (eng. Source Level) är källnivån ($L_{s,E}$ eller L_s) och PL (eng. Propagation Loss) är ljudets utbredningsförluster från ljudkällan till en mätpunkt. PL är en funktion av frekvens och rumslig position samt beror på ett antal miljöparametrar beskrivna i följande avsnitt. Om man mäter hur mycket energi ljudet förlorar när det propagerar mellan två godtyckliga punkter (dvs. utan en källa som en pålning) i havet eller vid en modellering, kallas det för transmissionsförlust (eng. transmission loss, TL). För ytterligare definition av PL och TL, se ISO 18405 (ISO, 2017a).

2.3.1 Salt och temperatur

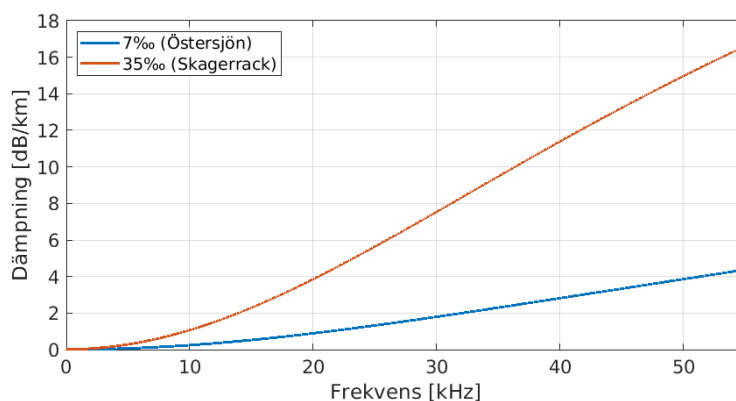
Ljudhastigheten i vattnet påverkas av djup, temperatur, och salthalt. Ljudutbredningen påverkas mest av ljudhastighetens variation i djupled och presenteras av så kallade ljudhastighetsprofiler, se exempel i figur 9. Eftersom att temperaturen varierar under året fås olika ljudhastighetsprofiler under olika årstider. I figur 9 presenteras två typiska ljudhastighetsprofiler i Östersjön: sommar- (a) respektive vinterförhållanden (b). Den högre ljudhastigheten nära ytan under sommaren beror på uppvärmningen av ytvattnet och har stor påverkan

på ljudutbredningen, vilket illustreras i avsnitt 2.3.5. Under höstens stormar blandas vattnet runt och ytvattnet kyls av vilket resulterar i en jämnare ljudhastighetsprofil i hela vattenkolumnen under vintern.



Figur 9. Två typiska ljudhastighetsprofiler i Östersjön: sommar (vänster) respektive vinterförhållanden (höger).

Ljuddämpningen i vattenvolymen, även kallad ljudabsorption eller volymsattenuering, beror främst på salthalten, där salthalten i Östersjön (ca 7 ‰) är betydligt lägre än i Skagerrak (ca 35 ‰). Ljuddämpningen beror på salthalten i vattnet och frekvensinnehållet i ljudet, se figur 10. Ljudutbredningen påverkas av ljuddämpningen framförallt vid högre frekvenser (över 1 kHz) och på större avstånd (>10 km). I Östersjön bortser man vanligtvis från denna ljudabsorption, men det kan bli aktuellt vid beteendepåverkan på marina djur där avstånden kan överstiga 10 km. I saltare vatten, som i Västerhavet, spelar ljudabsorptionen en större roll. I avsnitt 4.2 används $\alpha = 0,01$ dB/km som siffra för ljudabsorptionen i Östersjön som gäller vid 200 Hz, när ljudutbredningen beräknas med metoden enkel lag (se avsnitt 2.3).



Figur 10. Absorption (dämpning) per kilometer vid olika frekvenser för Östersjön (salthalt 7 ‰) och Skagerrak (salthalt 34 ‰).

2.3.2 Sediment och batymetri

Bottens beskaffenhet, i form av sedimenttyp och batymetri (djupvariationer), kan påverka ljudutbredningen avsevärt. Det är inte bara kunskap om ytsedimentet som

är av vikt, utan också skiktningen hela vägen ner till berggrunden kan ha väsentlig påverkan på ljudutbredningen. Vid konventionell bottenkartering får man vanligtvis inte en komplett beskrivning av de akustiska parametrarna som krävs för en noggrann beräkning av ljudutbredningen. I litteraturen finns dock ungefärliga värden för olika botten typer, exempelvis de i tabell 2, där ett övre sedimentskikt (Lager 1a och 1b) ligger ovanpå en oändligt djup berggrund, kallat halvrum (Lager 2). Dessa värden används i exempelberäkningarna i kommande avsnitt för att belysa skillnader i ljudutbredningen.

Tabell 2. Exempel på materialparametrar för typiska botten typer i Östersjön som även används i exempelberäkningarna.

Parameter	Lager 1a Lera	Lager 1b Sand/hård botten	Lager 2 (a & b) Berg
Ljudhastighet (m/s)	1500	1900	4500
Ljuddämpning (dB/våglängd)	1	0,6	0,15
Densitet (kg/m ³)	1300	1900	2670
Tjocklek (m)	2	2	Halvrum

2.3.3 Modeller

För att kunna beräkna ljudutbredningsförlusten (PL) i havet används rutinmässigt ett antal olika modelleringsmetoder. Dessa skiljer sig beträffande komplexitet och giltighetsområde. Följande metoder återfinns i litteraturen:

1. Strålgång (eng. ray tracing) är en högfrekvensapproximation av vågekvationen. Dess giltighetsområde beror bland annat på botten djup och ljudhastighetsvariationer i vattenvolymen. För havsdjup typiska för Östersjön ligger den lägsta frekvensen, vid vilka tillförlitliga resultat kan erhållas med denna metod, inom frekvensintervallet 500 – 1000 Hz.
2. Planskiktade formuleringar (normala moder/vågtalsintegration) (eng. normal mode/wave number integration) löser vågekvationen exakt under antagandet att miljön är avståndsoberoende, dvs. ljudhastigheter och havsvattnets densitet varierar endast i djupled.
3. Paraboliska ekvationer (eng. parabolic equations) utnyttjar en omformulering av vågekvationen som medger approximativa lösningar i miljöer med långsamt varierande botten djup. Noggrannheten i lösningen kan dock vara dålig vid korta utbredningsavstånd och hårda bottenar.
4. Enkel Lag är en semi-empirisk förenkling som kan användas när informationen om relevanta parametrar är otillräcklig för ovanstående modelleringsmetoder. Vanligt förekommande är uttryck enligt nedan formel och kommer att användas i scenarierna i kapitel 4. Utbredningsförlusten beräknas av:

$$PL = A \log_{10}(r) + \alpha r \text{ dB}, \quad (12)$$

där r är det radiella avståndet från källan till observationspunkten. Koefficienten A väljs vanligtvis mellan 10 (ideal cylindrisk utbredning) och 20 (ideal sfärisk utbredning) beroende på utbredningsmiljön och det aktuella avståndet. Nära källan tenderar ljudutbredningen att vara mer sfärisk i sin

natur, medan lägre värden på A vanligen ansätts vid utbredning på större avstånd. Ljudabsorptionsparametern α [dB/m] beror på salthalten i vattnet och frekvensen. Vid låga frekvenser och/eller söta vatten kan denna parameter vanligen försummas, då ingen eller väldigt låg ljuddämpning föreligger, se figur 10.

Samtliga modeller, utom den enkla lagen, kräver kunskap om både vattenvolymen (ljudhastighet och ljudabsorption som funktion av djup), samt om bottenens akustiska egenskaper. De storheter som krävs för en fullständig beskrivning av varje sedimentskikt återfinns i tabell 2. Osäkerheten i dessa data är ofta stor och det är viktigt att redovisa vilka värden som har antagits samt på vilka grunder dessa antaganden har gjorts. Vid gängse bottenkartering erhålls i allmänhet endast (i många fall bristfällig) information om skiktens tjocklek och ljudhastighet. Övriga parametrar måste i de flesta fall uppskattas baserat på erfarenhet och tillgänglig litteratur. Det kan även noteras att det är vanligt att ignorera skjuvvågsegenskaper (eng. secondary wave), dvs. en förenklad modell ansätts där sedimenten betraktas som fluida medier vilka bara kan uppbära kompressionsvågor (eng. primary waves) (i tabell 2 avser "Ljudhastighet" sedimentets kompressionsvågshastighet).

Även om mer avancerade beräkningsmodeller skulle användas i en MKB kan beräkningar enligt ovanstående enkla lag även tillhandahålls, då ytterligheterna $10\log_{10}(r)$ och $20\log_{10}(r)$ kan tjäna som en rimlighetsbedömning av resultaten erhållna av de mer sofistikerade modellerna, se exempel i avsnitt 4.2.

2.3.4 Ljudnivåns djupberoende

Vid bedömning av riskavstånd eftersöks normalt en ljudnivå som funktion av avståndet från källan. Dock kan ljudnivån variera mycket i djupled på grund av skillnader i salthalt och temperatur, och det finns olika sätt att hantera detta. Det vanligaste sättet är att för varje avstånd beräkna max- eller minvärde, median, eller någon annan percentil. Eftersom ljudtrycksnivåerna ofta uppvisar stora och snabba fluktuationer i djupled är det viktigt att man kompletterar max- respektive minvärde med lämplig statistik som t.ex. 20-, 50- och 80-percentilerna. Det är speciellt viktigt när man beräknar påverkan på en viss art som kanske främst befinner sig nära ytan eller nära botten.

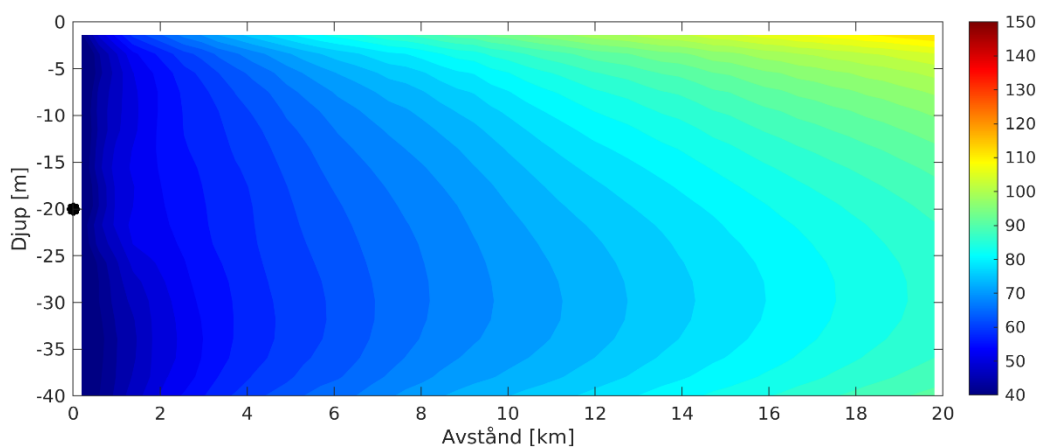
Det kan därför vara svårt att verifiera ett resultat från modelleringen via mätningar som ofta sker vid ett enda vattendjup om inte viss statistik av beräkningsresultaten redovisas, se avsnitt 5.

2.3.5 Exempel på ljudutbredningsberäkningar

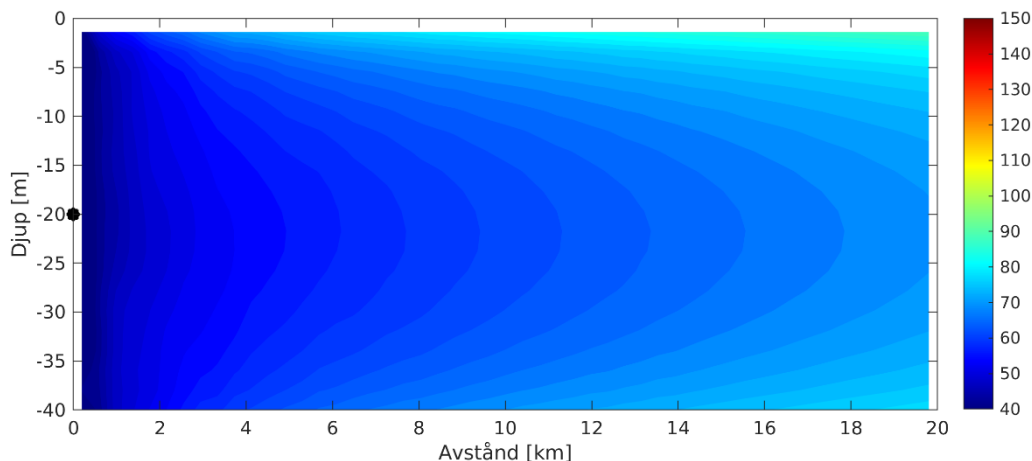
Som nämnts tidigare påverkas ljudutbredningen i vatten av en mängd parametrar, och hur dessa samverkar är inte alltid helt uppenbart. För att illustrera detta presenteras ett antal exempel där ljudutbredningen för typiska vinter- och sommarförhållanden i södra Östersjön har beräknats för två olika bottenkompositioner. Detta görs för två olika frekvenser; 125 Hz och 2 kHz, där den första frekvensen är mer relevant för torsk och den andra mer relevant för säl och tumlare. Observera att i dessa beräkningar ingår inte pålningsljudet, utan endast hur mycket ljudnivån minskar med avståndet från källan presenteras. Det är även viktigt att notera att resultaten är platsberoende: om motsvarande

beräkningar görs i andra svenska vatten kan resultaten skilja sig avsevärt från dessa.

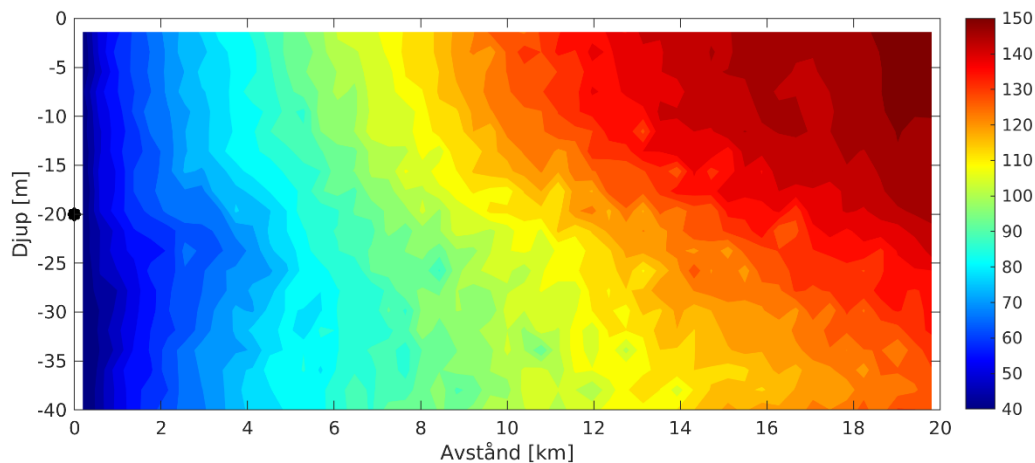
De botten typer som använts sammanfattas i tabell 2 och har kombinerats med ljudhastighetsprofilerna i figur 9. Beräkningarna för 125 Hz har simulerats med en vågintegrationskod, medan beräkningarna för 2 kHz har utförts med en strålgångskod. Figur 11 till figur 14 ger en kvalitativ beskrivning av skillnaderna mellan vinter- respektive sommarförhållanden i södra Östersjön samt skillnaderna mellan frekvenserna 125 Hz och 2 kHz. Som kan ses i figur 11 jämfört med figur 12, och figur 13 jämfört med figur 14, orsakar den högre ljudhastigheten nära ytan vid sommarförhållanden att ljudet bryts ner mot botten, vilket leder till betydligt högre ljudutbredningsförluster. För detta specifika exempel är också transmissionsförlusten högre vid 2 kHz jämfört med 125 Hz.



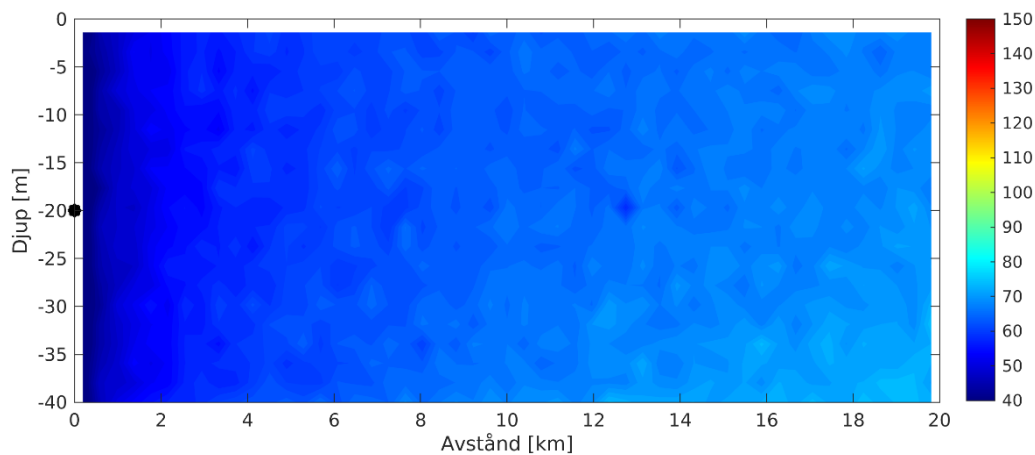
Figur 11. Modellerad (vågintegrationskod) ljudutbredningsförlust i dB (skalan till höger) för 125 Hz som funktion av avstånd och djup under sommarförhållanden i södra Östersjön, med en botten bestående av 2 m lera över berggrund (tabell 2). Svart prick visar på källdjup.



Figur 12. Modellerad (vågintegrationskod) ljudutbredningsförlust dB (skalan till höger) för 125 Hz som funktion av avstånd och djup under vinterförhållanden i södra Östersjön, med en botten bestående av 2 m lera över berggrund (tabell 2). Svart prick visar på källdjup.



Figur 13. Modellerad (strålgångskod) ljudutbredningsförlust dB (skalan till höger) för 2 kHz som funktion av avstånd och djup under sommarförhållanden i södra Östersjön med en botten bestående av 2 m lera över berggrund (tabell 2). Svart prick visar på källdjup.

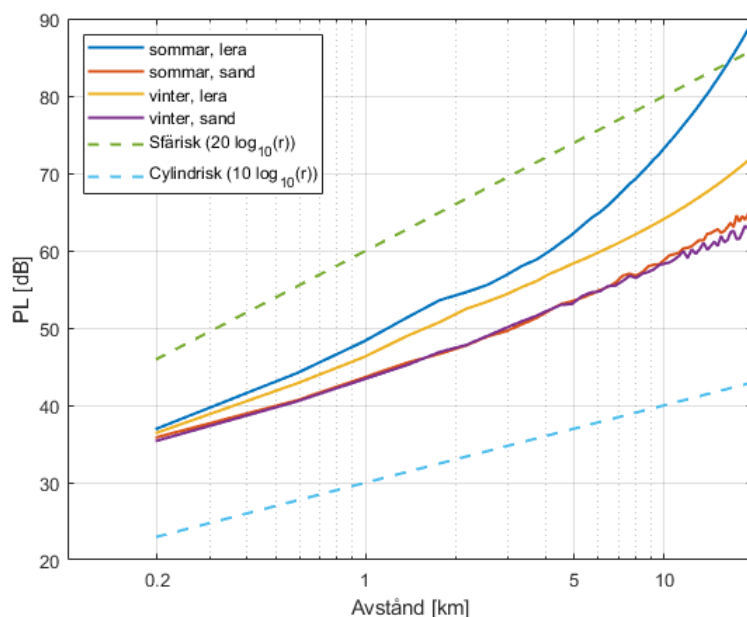


Figur 14. Modellerad (strålgångskod) ljudutbredningsförlust dB (skalan till höger) för 2 kHz som funktion av avstånd och djup under vinterförhållanden i södra Östersjön, med en botten bestående av 2 m lera över berggrund (tabell 2). Svart prick visar på källdjup.

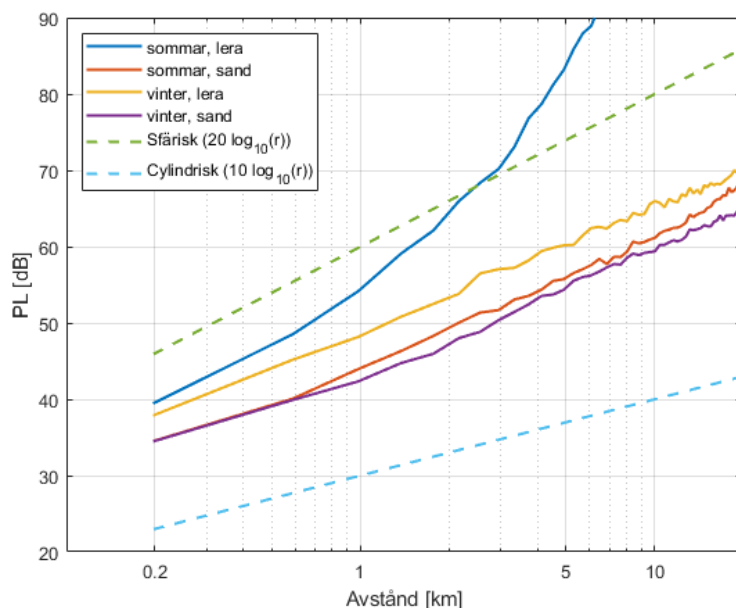
För att ytterligare illustrera miljöns påverkan på ljudutbredningen upp till 20 km redovisas nedan beräkningsresultat (i detta fall medianen av ljudutbredningsförlusten i djupled), där parametrarna i tabell 2 kombinerats med de två olika ljudhastighetsprofilerna i figur 9 för både 125 Hz (

figur 15) och 2 kHz (figur 16). Som stöd och för att underlätta vid granskning har även den enkla lagen, beskriven i avsnitt 2.3.3, inkluderats. Merparten av kurvorna faller som synes inom spannet ”Cylindrisk” och ”Sfärisk” utbredning, med vissa undantag för större avstånd. Sådana enkla kurvor kan inkluderas i scenarierna i en bullerutredning, även om mer sofistikerade beräkningsverktyg används, då detta väsentligt underlättar tolkningen av, och åskådliggör rimligheten i, resultaten.

Noterbart är att den uppmätta ljudnivån från en given källa kan variera med tiotals decibel beroende på de aktuella ljudutbredningsförhållandena.



Figur 15. Median av modellerad ljudutbredningsförlust (PL=propagation loss) i djupled som funktion av avstånd vid 125 Hz för olika kombinationer av botten typer (tabell 2) och ljudhastighetsprofiler (figur 9) i södra Östersjön.

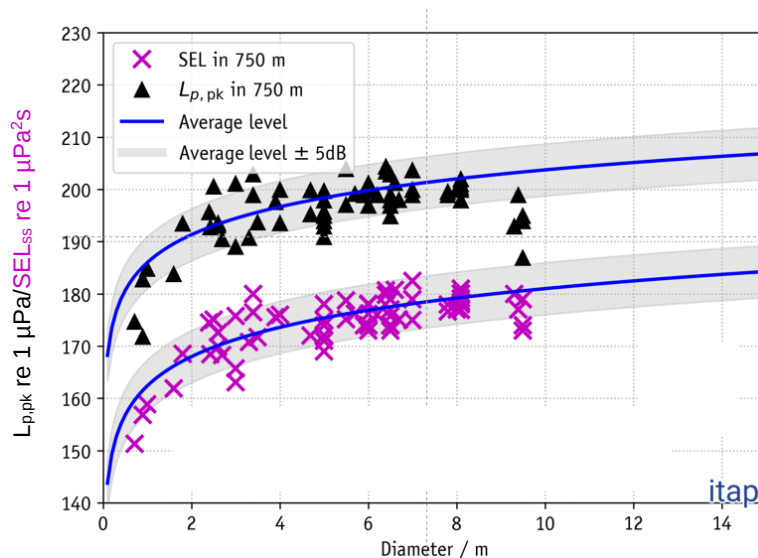


Figur 16. Median av modellerad ljudutbredningsförlust (PL=propagation loss) i djupled som funktion av avstånd vid 2 kHz för olika kombinationer av botten typer (tabell 2) och ljudhastighetsprofiler (figur 9) i södra Östersjön.

2.4 Framtida fundamentstorlekar

Utifrån dagens ansökningar för havsbaserade vindkraftsparker planeras det för fundament med diametrar på uppemot 12–15 m. Det största fundamentet som det finns mätdata för har en diameter på ca 9 m. För att kunna extrapolera till större diametrar använder de flesta bullerutredningarna mätdata främst från Tyskland, där det finns omfattande mätningar av pålningsljud (Bellmann et al., 2023). Dock finns vissa osäkerheter kopplade till denna extrapolering, då

mätningar för mindre storlekar visar på en stor spridning, minst ± 5 dB, för samma fundamentsdiameter. I figur 17 presenteras uppmätta nivåer, på ett avstånd av 750 m från monopilefundamentet, för både maximal ljudtrycksnivå $L_{p,pk}$ och ljudexponeringsnivån för enkelslag SEL_{ss} .



Figur 17. Uppmätta ljudnivåer presenterat som $L_{p,pk}$ re 1 μPa (övre mätserie) och SEL_{ss} re 1 μPa^2s (nedre mätserie), från ett antal pålningsaktiviteter av monopilefundament av stål med olika diametrar i meter på ett avstånd av 750 m. Figuren är återpublicerad med författaren Michael Bellmanns (ITAP) godkännande.

Den stora spridningen av uppmätta ljudnivåer förklaras oftast med variationer i slagenergi och hårdheten i havsbotten. Mätpunkterna för fundament med en diameter på lite över 9 m avviker från uppskattat medelvärde, vilket beror på att data kommer från pålningar gjorda i grunda vatten med hög slagenergi och mjuk botten. I Östersjön är havsbotten mer varierad, med både hårda och mjuka inslag, vilket sannolikt gör att nivåerna kan bli lite högre här.

Man kan överväga att inkludera två uppskattningar på källnivå givet olika fundamentsdiameter i de akustiska scenarier som görs i en bullerutredning, då det ofta är osäkert exakt vilken turbinstorlek som kommer att användas i slutändan.

2.5 Bullerdämpande åtgärder

Det vanligaste fundamentet för havsbaserad vindkraft i Europa fram till 2020 var monopilefundament (Wind Europe, 2021), och de flesta dämpande åtgärder har designats för dessa. Många länder har idag nationella tröskelvärden och krav på åtgärder för att minimera påverkan på marina djur i samband med pålning av monopilefundament i havsbotten. Beroende på nationella riktlinjer kan det krävas olika mycket dämpning för samma pålningsscenario (Tougaard och Mikaelson, 2024). Hur mycket pålningsbullret måste dämpas beräknas i MKB:n och strax innan konstruktionen påbörjas när man har mer information om faktorerna som påverkar det utstrålade bullret. På så sätt kan de mest effektiva och ekonomiska åtgärderna tillämpas.

Bullerdämpande åtgärder kan delas in i två grupper: operationella och tekniska (Andersson et al., 2016; Koschinski och Lüdemann, 2020). Konventionen OSPAR (The Convention for the Protection of the Marine Environment of the

North-East Atlantic) publicerar regelbundet rapporter i ämnet, och den senaste (OSPAR, 2020) håller på att uppdateras under 2024-2025.

Bland de operationella åtgärderna ingår ett antal åtgärder som ska förhindra att djur utsätts för höga bullernivåer:

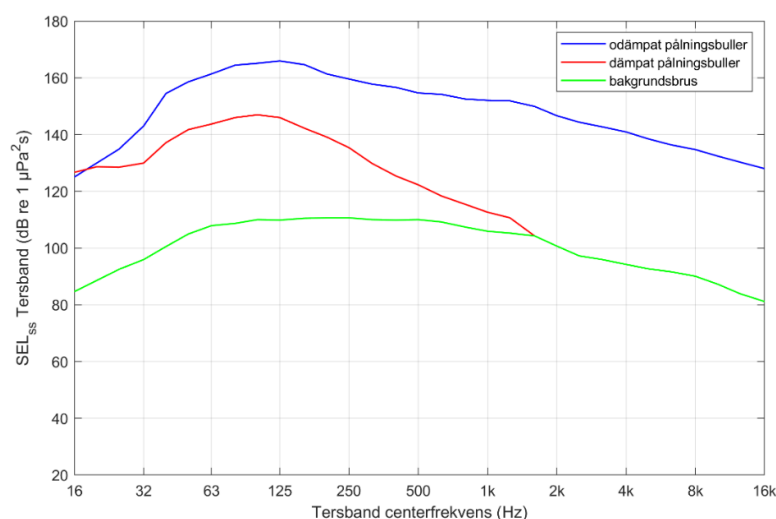
- Pålning genomförs bara under vissa tider på året för att undvika ekologiskt känsliga perioder.
- Djur som kan påverkas av höga bullernivåer skräms bort från området genom användning av s.k. akustiska skrämmor.
- En mjukstartsprocedur (eng. ramp-up, soft-start) används, där slagenergin gradvis ökas (upprampning) för att skrämja bort djur innan skadliga nivåer uppstår. Ofta görs detta även för att säkerställa fundamentets stabilitet innan full kraft kan användas. Det går även att kombinera en mjukstart med en långsam takt (eng. slow-start) där tiden mellan varje slag är längre än det som används senare. Dock har t.ex. Tyskland en tidsgräns på 180 min för pålning av ett enskilt monopilefundament, vilket begränsar möjligheten till att kunna använda mjukstartsprocedurer.
- En bulleroptimerad pålningsprocedur används där hög slagtakt kombineras med låg slagenergi. Detta gäller framförallt som när man i Tyskland är intresserad av att ha en kort installationstid utan att överskrida $SEL_{ss,05}$. För att detta ska vara som mest effektivt behövs realtidsmätningar av det utstrålade bullret.
- Alternativa tekniker finns där fundamentet inte behöver slås ned, som t.ex. vibro-piling eller suction buckets. Dock är oftast val av fundament gjorda med tanke på aktuell bottentyp och alla fundament fungerar inte vid alla ställen.

Med tekniska åtgärder vill man påverka ljudets utbredning genom att placera bullerdämpande åtgärder mellan fundamentet och det omgivande vattnet, antingen i direkt anknytning till eller i närheten av fundamentet. Det finns en stor mängd tekniker för detta idag, men endast ett par har testats i någon större skala och anses vara realistiska (tabell 3). Vilken teknik som är lämpligast avgörs för varje installationstillfälle, då tekniska faktorer som installationsteknik, fundamentstyp, bottentyp, vattendjup och oceanografiska förhållanden spelar in (Bellmann et al., 2023, 2020; Koschinski och Lüdemann, 2020).

Tabell 3. Översikt av de vanligaste tekniska bullerdämpande åtgärderna som används i Tyskland, och som visat sig vara robusta och pålitliga. Tabellen är modifierad från Bellmann et al. (2023).

System	Beskrivning	Fördelar/nackdelar
Stor bubbelridå (eng. Big Bubble Curtain, BBC).	Fungerar genom att luftbubblor dämpar ljudet. Finns som en enkel eller dubbel BBC och placeras ofta en bit bort från fundamentet. Ej fundament specifik. Har använts till fundament upp till 9 m i diameter och ett vattendjup på 40 m.	Beprovad metod och fungerar för alla fundament. Är inte beroende av installationsfartyget. Bullerdämpning beror på vattendjup, vattenström, lufttillgång och design. Kräver projektspecifik anpassning.
Noise Mitigation Screen, IHC-NMS. Där IHC är ett företagsnamn.	Stålrör med en intern bubbelridå som placeras nära fundamentet. Har använts till monopilefundament på upp till 8 m i diameter och ett vattendjup på 40 m.	Bullerdämpning oberoende av vattendjup, vattenström och batymetri. Fungerar även som ett tekniskt rikthjälpmiddel av fundament. Tung och otymplig, kan skapa en bottenkontakt som ökar bottenvibrationer, utmanade att använda vid olika vattendjup.
Hydro Sound Damper (HSD).	Fungerar genom att plast- eller gummibubblor med luft (HSD) hängs upp nära fundamentet och dämpar ljudet. Har använts till monopilefundament på upp till 9 m i diameter och ett vattendjup på 40 m.	Bullerdämpning oberoende av vattendjup, vattenström och batymetri, ej tung, designbara HSD element. Kort livslängd på HSD element, kräver specialfartyg för installation.

De olika systemen är effektiva vid olika frekvenser, men generellt är dämpningen som högst över 250 Hz (Bellmann et al., 2020) vilket illustreras i figur 18. Detta gör att det är främst marina däggdjur såsom säl och tumlare som skyddas med dessa åtgärder då de hör högre upp i frekvensspannet än fisk som många gånger hör allra bäst under 250 Hz, se vidare avsnitt 3. Detta frekvensberoende är viktigt att ta med när man beräknar riskavstånd för påverkan på marina djur.



Figur 18. Visualisering av hur dämpande åtgärder kan minska ljudexponeringsnivån (SEL_{ss}) för vissa frekvenser. Figuren är omgjord efter (Bellmann et al., 2020). Notera att på x-axeln betyder k kilohertz.

Som bäst har man lyckats dämpa ljudet upp till 23 dB (för intervallet 20 Hz till 20 kHz), men medelvärden ligger flera decibel under detta (Bellmann et al., 2020). För att nå en sådan stor dämpning krävs att minst två olika system används (tabell 3). Om endast ett system används, kan en dämpning på ca 15 dB nås, beroende på system. Dock ska man vara medveten om att alla mätningar som hänvisas till i denna rapport är gjorda vid fundament som pålas på ett vattendjup om 40 m eller mindre. Hur effektiva dessa system är på djupare vatten är ännu oklart.

I Tyskland har stor vikt lagts vid att utforma bullerdämpande åtgärder så effektivt som möjligt för att säkerställa praktisk genomförbarhet och undvika orimliga kostnader. I Tysklands arbetsprocess har både förvaltare, industri och forskning samverkat. Juretzek et al. (2021) beskriver denna process och ger vägledning för hur andra länder kan dra nytta av de tyska erfarenheterna. Ett led i den tyska processen är att utvärdera effektiviteten hos de tekniska bullerdämpningssystemen, vilket görs genom att en eller flera fundament i en vindkraftspark pålas ner med en variation av åtgärder aktiva. På detta sätt kan varje tekniks effektivitet utvärderas. Det leder dock till att det vid vissa tillfällen pålas helt utan dämpning. Vid dessa tillfällen används operationella åtgärder som t.ex. akustiska skrämmor, för att minska risken för hörselskador hos tumlare. Ytterligare inspiration till hur man kan hantera bullerfrågan ur ett förvaltarperspektiv kan hittas i Merchant et al. (2018).

Framtida havsbaserade vindkraftverk kommer att ha fundament med större diameter än vad som används idag. Detta kommer att påverka både hur man slår ner dem och hur bullret ska dämpas för att klara tröskelvärden. Faktorer att ta hänsyn till då är att ett större vattendjup sannolikt minskar effektiviteten hos dagens bullerdämpande åtgärder. Större fundament behöver sannolikt även högre slagenergi då de behöver slås ner djupare i havsbotten samtidigt som de möter ett högre motstånd i havsbotten. Dessutom kan bullerdämpningstekniken i sig innebära miljöpåverkan, exempelvis från utsläpp av avgaser från de många kompressorer som driver en bubbelridå. Erfarenheter från Tyskland indikerar på att dagens metoder troligen behöver omdesignas eller utvecklas ytterligare för att uppfylla dagens tröskelvärden (Bellmann et al., 2023; Koschinski och Lüdemann, 2020). Alternativt kan man överväga andra typer av fundament.

2.6 Akustiska skrämmor

Akustiska skrämmor (eng. acoustic deterrent devices, acoustic harassment devices eller pingers) används för att skrämja bort både däggdjur och fisk från riskområden inför pålning, och för att minska risken för hörselskador.

Skrämmorna sänder ut ljud med olika frekvenser och källstyrka beroende på vilket djur som avses. En översikt av aktuella system finns publicerade av Joint Nature Conservation Committee (JNCC) i Storbritannien (McGarry et al., 2022). Vissa av dessa system har en hög källstyrka som i sig kan påverka djurens hörsel negativt. Användandet av akustiska skrämmor behöver planeras noga för att just detta inte ska hända. Användandet av akustiska skrämmor har visat sig vara effektiva, särskilt de som är specifikt utformade för tumlare, och hjälper till att hålla dessa djur borta från områden där de annars riskerar hörselskador från pålningsbuller (Voß et al., 2023). Vissa skrämmor har en inbyggd mjukstart, där ljudnivån gradvis ökar för att minska risken för hörselpåverkan. För säl finns det flera olika typer av skrämmor, som ursprungligen var utvecklade för att hålla sälar borta från fisknät.

Dessa är effektiva om de inte används över en längre tid, eftersom sälar tenderar att vänja sig vid dem. Fisk är svårare att skrämman bort med hjälp av akustiska skrämman, och studier visar varierande effekt från god effekt till ingen alls (Hubert et al., 2024; Putland och Mensinger, 2019).

I Tyskland används akustiska skrämman för att skrämman bort tumlare innan dämpningsåtgärdernas effektivitet har testats, eftersom fundament då installeras helt eller delvis odämpat. I Danmark rekommenderas akustiska skrämman för tumlare under vissa förutsättningar. Om de ska användas krävs en specifik bedömning av skrämmanornas egna påverkan på tumlare.

3 Akustisk påverkan på marina djur

I svenska vatten förekommer flera arter av fiskar, sälar och valar och då främst tumlare, som kan skadas och störas av pålningsbuller. Detta beskrivs utförligt i flera svenska rapporter (Andersson et al., 2016; Bergström et al., 2022; Öhman, 2023). Huruvida ett djur påverkas av ett ljud beror på om djuret kan höra ljudet, dvs. om ljudkällan har energi i de frekvensband som djuret kan uppfatta. Undantag finns för mycket höga ljudnivåer, t.ex. mycket nära en pålningsaktivitet och vid en sprängning, som kan orsaka fysiologiska skador även utanför djurets hörselområde.

I denna rapport delas påverkan från pålningsbuller upp i tre delar:

- Beteendepåverkan.
- Hörselpåverkan.
- Fysiologisk skada (endast fisk och dess levnadsstadier).

För att kunna redovisa aktuella tröskelvärden för när dessa effekter kan uppstå har de senaste vetenskapliga artiklarna och rapporterna granskats, som komplement till de ovan nämnda rapporterna.

Det är slutligen upp till prövningsmyndigheten att bedöma vilka godtagbara bullernivåer för berörda arter som ska gälla och om dessa ska föreskrivas i villkor. Hänsyn kan tas till artens bevarandestatus, och om en art är hotad kan ett lägre tröskelvärde användas. Dessa tröskelvärden kan dock ses över löpande då nya studier tillkommer som kan ge skäl till att ändra dem.

Tröskelvärden kan användas för att beräkna inom vilket avstånd (eng. impact range) ett djur riskerar att påverkas negativt av pålningsbuller från en enskild installation av ett fundament. Med denna information kan storleken på det område där djuren riskerar att påverkas av bullret beräknas.

Om man har tillgång till information om hur många individer av en viss art som förväntas förekomma i ett område, kan en mer noggrann analys genomföras för att beräkna hur stor del av en population som riskerar att påverkas. Exempel på hur detta kan göras redovisas i Merchant et al. (2018), där man beräknat hur stor del av tumlarpopulationen i Nordsjön som kan utsättas för störande impulsivt ljud under ett år. En annan metod är en s.k. Agent-Based Modelling (ABM) där man kopplar information om hur en reaktion på individnivå kan leda till konsekvensen för en population (Mortensen et al., 2021).

Det är viktigt att notera att dessa metoder innehåller många antaganden och därmed följer vissa osäkerheter, men de kan ändå ge en uppfattning om omfattningen av påverkan. Det finns fler metoder, men de två ovanstående exempel är till för att illustrera att det finns verktyg för att beräkna en regional påverkan, vilket dock inte ingår i denna rapports syfte.

En annan aspekt som kan påverka marina djur är partikelrörelser och vibrationer i havsbotten. Höga nivåer av partikelrörelse i vattenkolumnen har uppmätts vid pålning av vindkraftsfundament, och många fiskar samt ryggradslösa djur kan känna av och reagera på dessa rörelser (Sigray et al., 2023). Fler mätningar behövs för att kunna föreslå framtida riktlinjer och eventuella tröskelvärden. Vibrationer i havsbotten kan påverka ryggradslösa djur som lever där (Jézéquel et al., 2023), men det krävs mer kunskap om skadliga nivåer och fler mätningar från olika

fundamentstyper och fundamentstorlekar för att kunna dra liknande slutsatser om påverkan som för ljudtryck. Det är därmed inte möjligt att fastställa tröskelvärden för partikelrörelser i vattnet eller vibrationer i havsbotten med de studier som finns tillgängliga idag (Mooney et al., 2020; Popper et al., 2022b).

Detta kapitel syftar till att på ett övergripande sätt beskriva vilka ljudkänsliga djurgrupper som finns i svenska vatten samt vilka ljudnivåer som kan ge upphov till en negativ påverkan till följd av pålningsbuller. Denna rapport kompletteras av studier där andra arter och andra ljudkällor använts för att utöka underlaget för tröskelvärdena.

För en fördjupad läsning av forskningen bakom studierna, hänvisas läsaren till de citerade artiklarna och rapporterna som förekommer i denna rapport.

3.1 Definition av påverkan

Påverkan delas in i beteendepåverkan, hörselpåverkan och fysiologiska skador, främst för fisk och fisklarver. Denna indelning är vanlig i såväl artiklar, rapporter, MKB:er som i nationella riktlinjer. Indelningen används både för att skilja mellan olika typer av negativa effekter och för att ange tröskelvärden med rätt enheter, vilket är avgörande för korrekt hantering i både MKB:er och tillståndsvillkor.

3.1.1 Beteendepåverkan

De potentiella negativa effekterna av pålningsbuller kan påverka ett djurs överlevnad på lång sikt genom att djuret lämnar områden som kan vara viktiga ur ett födo- eller fortplantningshänseende, eller genom att djuret utsätts för upprepade stressreaktioner (Hemery et al., 2024).

Hur ett djur påverkas och reagerar på ett ljud beror på flera samverkande faktorer:

- artens hörselförmåga och dess beroende av hörsel, vilket avgör hur djuret uppfattar och reagerar till ett ljud,
- individuell variation i beteende, vilket kan resultera i olika reaktioner på samma ljudkälla,
- ljudkällans karaktär i form av varaktighet, nivå och typ, dvs. impulsiv, kontinuerlig eller intermittent, vilket påverkar responsen,
- lokalt omgivande ljudförhållanden som utgör bakgrunden till ljudexponeringen,
- djurens beroende av den lokala livsmiljön, vilket kommer att påverka responsen och kan skilja sig åt per livsmiljö, djurart och årstid,
- individuell variation i beteende, vilket även kan ha en påverkan på en hel population om tillräckligt många individer påverkas.

Inom forskningen är det ofta svårt att fastställa exakta tröskelvärden för enskilda arter, eftersom de ovan nämnda faktorerna påverkar hur djur reagerar. Vanligtvis fås ett intervall av ljudnivåer där beteendeförändring har observerats.

I denna rapport sätts tröskelvärdet för beteendepåverkan vid den nivå där försöksdjuren har börjat reagera på ett ljud. För fisk kan det innebära både ökad eller minskad aktivitet, även om en viss tillvänjning (habituerings) av ljudet har

noterats under upprepade och långvariga exponeringar. Tröskelvärden kan därför anses vara konservativt, eftersom det i grunden handlar om att skydda populationer snarare än enskilda individer. Eftersom relevanta studier på populationsnivå saknas är det svårt att bedöma påverkan i större skala.

Nationella riktlinjer bör innehålla tydliga definitioner av termer som biologisk signifikans, tröskelvärde, påverkan, skada, störning, effekt och exponering så att en gemensam grund för detta skapas (Hawkins et al., 2020). Idag används dessa termer på olika sätt i olika rapporter, riktlinjer och vetenskapliga artiklar.

3.1.2 Hörselpåverkan

En temporär hörselpåverkan, även kallad tröskelförskjutning (eng. Temporary Threshold Shift, TTS), innebär en tillfällig försämring i hörselkänslighet till följd av påverkan på de sensoriska hårcellerna i innerörat och/eller deras nervändar, som ett resultat av exponering för intensiva eller långvariga ljud (Smith och Popper, 2023; Tougaard et al., 2022). Tröskelförskjutning sker alltid inom eller något över det frekvensband där ljudets huvudsakliga energi finns. För att räknas som TTS ska tröskelförskjutningen vara minst 6 dB.

Om ett ljud är tillräckligt högt och pågår länge kan det leda till en icke reversibel hörselskada, även kallad permanent tröskelförskjutning (eng. Permanent Threshold Shift, PTS) som uppstår till följd av skadade eller döda hårceller, skador på hörselns nervfibrer eller på andra vävnader i hörselbanorna. Upprepade TTS kan orsaka en PTS i förlängningen. PTS får inte studeras av etiska skäl utan PTS-nivån beräknas utifrån TTS. Vad som anses vara en hörselskada är inte alltid entydigt, och det finns heller inte en gemensam syn på vad som anses vara en tillåten påverkan. Exempelvis använder Danmark PTS efter frekvensvägning (VHF) (Danish Energy Agency, 2023) som mått för tumlare medan Tyskland använder TTS ovägt (Müller och Zerbs, 2011).

För TTS och PTS anges tröskelvärden som ett kumulativt värde (SEL_{cum}), då effekten av ett enstaka pålningsslag inte anses relevant. Det kumulativa värdet baseras på alla pålningsslag under en hel installation av ett fundament, dock max 24 timmar ($SEL_{cum,24h}$). Man räknar dock med att djuret simmar iväg, se avsnitt 3.3.2. Ett bra exempel på denna typ av beräkning kan läsas i Whyte et al. (2020), där även variationen i hur många sälar som riskerar att få TTS presenteras. Studien visar på de skillnader i resultat som nås beroende på olika uppskattade parametrar, såsom ljudkällan, vägningsfunktion, ljudutbredning och djurens rörelsemönster. Det är därför viktigt att alla parametrar som används vid scenarier för att beräkna riskavstånd redovisas tydligt, så att läsaren får en möjlighet att förstå vilka osäkerheter som finns i resultaten (se vidare kapitel 4.1).

3.1.3 Fysiologisk skada

En fysiologisk skada kan endast uppstå om ett djur befinner sig mycket nära en pålningsaktivitet eller en undervattensexlosion. Detta är sannolikt mer relevant för fisk och dess tidiga levnadsstadier än för däggdjur. Djur som har luftfyllda hålrum, såsom lungor, inneröron och simblåsar, är särskilt känsliga. Tryckförändringar får dessa luftfyllda hålrum att börja svänga till följd av tryckförändringarna, vilket kan skada närliggande organ eller orsaka att de brister.

3.2 Fisk

I svenska vatten förekommer ett stort antal fiskarter som kan beaktas vid en etablering av en havsbaserad vindkraftspark, då de flesta är ljudkänsliga på något sätt (HELCOM, 2019). På grund av de stora skillnaderna i salthalt, från i stort sett sötvatten i Bottenviken till det salta Skagerrak, måste olika fiskarter tas hänsyn till. Fiskars känslighet kan variera över året, vilket även kan beaktas när påverkan från pålningsbuller utreds.

Sedan Andersson et al. (2016) har få relevanta studier publicerats och just beteende- och hörselpåverkan på fisk från pålningsbuller listas som en av många prioriterade forskningsfrågor för framtiden, se t.ex. Hawkins et al. (2020) och Popper et al. (2022b). Båda dessa studier belyser viktiga aspekter och de kunskapsluckor som finns när tröskelvärden för påverkan på fisk från buller ska fastställas. Kunskapsluckor leder till osäkerheter i tröskelvärden och riskerar att medföra både över- och underreglering av potentiell påverkan.

Fiskar detekterar ljud genom partikelrörelse med hjälp av sina hörselorgan, som innehåller hörselstenar, s.k. otoliter. Fiskar med luftfyllda hålrum, som simblåsor, kan även uppfatta ljudtryck, vilket gör att de hör ljud med högre frekvens och lägre ljudnivå (Popper et al., 2022a; Putland et al., 2019). Som nämndes tidigare så fokuserar denna rapport endast på ljudtryck och inte partikelrörelse. I Sverige finns det hundratals fiskarter, men för de flesta saknas hörselstudier. Generellt kan man säga att de flesta fiskarter hör inom intervallet 1-500 Hz. Plattfiskar hör till de med sämst hörsel och torsk till de med bäst hörsel i detta intervall. Arter, som till exempel sill, kan höra upp till 3000 Hz då de har speciella anatomiska förutsättningar som ger en ökad känslighet (Popper et al., 2022a). Det finns vetenskapliga artiklar som lyfter fram en indelning av fiskarter i funktionella hörselgrupper baserat på de anatomiska förutsättningarna (Hawkins et al., 2020; Lucke et al., 2024). Dock är inga av dessa förslag allmänt använda. Som dessa artiklar visar kan man i viss mån generalisera hörselförmågan mellan fiskarter som är närbesläktade, som torsk (*Gadus morhua*) och kolja (*Melanogrammus aeglefinus*), men det är alltid bäst att använda information från den specifika arten man är intresserad av för att minska osäkerheten i analysen.

Flertalet fiskarter använder ljud för att kommunicera, hitta byten och upptäcka faror. Pålningsbuller kan till viss del påverka detta, men i större utsträckning handlar det sannolikt mer om att fiskarna blir störda och avbryter sin kommunikation snarare än att pålningsbullret maskerar de viktiga ljuden. Dock saknas det studier på just detta.

3.2.1 Beteendepåverkan

Fiskar som förändrar sitt beteende på grund av buller kan få långsiktiga negativa konsekvenser om de utsätts för en långvarig exponering, särskilt under viktiga levnadsstadier eller tidsperioder. I Andersson et al. (2016) beskrevs relevanta studier om beteendepåverkan, men tröskelvärden saknades. Kunskapsläget har endast förbättrats marginellt sedan dess, och fortfarande saknas en entydig bild av vid vilken specifik ljudnivå fiskar reagerar samt vilka långsiktiga konsekvenser det kan ha för en population. I en MKB är det därför viktigt att beakta vilka fiskarter som riskerar att påverkas, för att sedan använda relevanta studier för dessa arter som utgångspunkt för när en beteendepåverkan kan uppstå och vad detta kan

innebära på lång sikt. I nedanstående stycken har arbetet främst fokuserat på arter relevanta för svenska vatten och med relevanta ljudkällor.

För att summera tröskelvärden har primärt fältstudier använts, eftersom de akustiska förhållandena i mindre akvarium och pooler är svåra att definiera på ett sätt som är relevant för denna frågeställning (Campbell et al., 2019). Dock kan väl utförda akvariestudier ge viktiga insikter om hur fiskar reagerar och kan sedan användas i studier under mer realistiska akustiska förhållanden (Kim et al., 2024).

Fiskars reaktioner är ofta kopplade till deras levnadsmiljö. Benthiska fiskar, som lever på och nära botten, kommer hellre söka skydd vid fara än att lämna den skyddande miljön. Det gäller exempelvis torsk (*Gadus morhua*) och sjötunga (*Solea solea*) (Mueller-Blenke et al., 2010; van der Knaap et al., 2022). Pelagiska fiskar som lever i vattenmassan kommer sannolikt simma bort eller ändra sitt stimbeteende vid fara, såsom skarpsill (*Sprattus sprattus*), makrill (*Scomber scombrus*) (Hawkins et al., 2014) och en pelagisk fisk i Nordsjön av okänd art (Kok et al., 2021).

För att förstå de olika reaktioner som fiskar uppvisar vid vissa ljudnivåer, är det viktigt att överväga om påverkan kan leda till långsiktiga konsekvenser för den enskilda individen eller populationen. I studien Hawkins et al. (2014) användes en stor högtalare för att spela upp pålningsliknade ljud för frisimmande skarpsill och makrill i frekvensintervallet 10 Hz till 20 kHz. Fiskarnas rörelser övervakades med ekolod, och ljudnivån som fiskarna utsattes för mättes med en hydrofon.

Skarpsillen reagerade ofta med att stimmet delade upp sig i sidled för att sedan återförenas en bit bort, medan makrillen ändrade både stimbeteende och djup. Generellt summerar studien att båda arterna hade en 50 % reaktionsnivå till $L_{p,pk}$ på 156 dB re 1 μPa (omräknat från $L_{p,pk-pk}$), dvs. fiskstimmet som exponerades för detta ljud reagerade hälften av alla gånger. SEL_{ss} beräknades till 135 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ för skarpsillstim och 142 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ för makrillstim. Relationen mellan $L_{p,pk}$ och SEL_{ss} stämmer inte riktigt med vad denna rapport har visat men dessa siffror är vad studien rapporterade.

Studier med seismiska tryckluftskanoner (eng. seismic airguns) och marina vibratorer har visat att fisk kan reagera med ökad eller minskad aktivitet, till exempel genom att öka eller minska simhastigheten, vilket kan vara tecken på stressreaktioner (Carroll et al., 2017; Davidsen et al., 2019; McQueen et al., 2024, 2023, 2022; van der Knaap et al., 2021).

Norge har nyligen publicerat en vägledning gällande seismiska undersökningar där de avråder från undersökningar inom 20 nautiska mil från ett lekområde för fiskar. Men om inte det går har de satt tröskelvärden på SEL_{10sek} 145 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ för frekvensbandet 5-1000 Hz som inte får överskridas i lekområdet (Forland et al., 2023). Integrationstiden på 10 sek gör att det inte går att direkt överföra till nivåer såsom SEL_{ss} , men rapporten presenterar även data för 1 s (SEL_{1sek} 144,5 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) och det är i samma skala som 10 sek. Det gör att detta värde ligger strax över det värde som noterades i Hawkins et al. (2014).

Seismiska ljudkällor skiljer sig dock från pålning eftersom de avger ett annorlunda akustiskt ljud, då de förflyttar sig och de pågår ofta under en längre tid än pålning. I avsaknad av andra studier om pålningsbuller måste dessa tas med för att få ett tillräckligt stort underlag för att ange tröskelvärden för fisk.

Utifrån ovan nämnda studier kan olika intervall för beteendepåverkan sammanfattas (tabell 4). De lägre intervallen representerar när fisk börjar reagera och är ett mycket konservativt värde medan de högre intervallen anger när en tydligare reaktion noterats. Observera att siffrorna är tagna från olika studier där man inte alltid anger både $L_{p,pk}$ och SEL_{ss} utan ofta bara ett akustiskt mått, vilket gör att man inte ska ta ett enskilt värde och räkna om. Kunskapsläget är i dag lågt om hur ett individuellt flyktbeteende påverkar den enskilda individens långsiktiga överlevnad eller hur en påverkan kan leda till en effekt på populationsnivå.

Tabell 4. Tröskelvärden för akustisk påverkan på fiskars beteende med fokus på att fiskarna har reagerat på något sätt till pålningsbuller.

Fisk	$L_{p,pk}$ [dB re 1 μ Pa]		SEL_{ss} [dB re 1 μ Pa ² s]	
	Lägre	Högre	Lägre	Högre
Beteendepåverkan	140	161	135	157

Internationellt finns det inga fastställda tröskelvärden för beteendepåverkan, men i Storbritannien används ibland SEL_{ss} 135 dB re 1 μ Pa²s för lekande fisk med bra hörsel (t.ex. sill och skarpsill) (personlig dialog med forskare på Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science, CEFAS) i Storbritannien. Denna nivå ska ses som en mycket konservativ nivå med tanke på kunskapsläget. För fisk med sämre hörsel (t.ex. torsk och lax) används SEL_{ss} 142 dB re 1 μ Pa²s. Det är viktigt att tröskelvärden kopplas till, för djuren, viktiga områden som t.ex. lekområden, för att inte sätta onödiga begränsningar på mindre viktiga områden. Mer data behövs för att utreda om en storskalig förflyttning av fisk från ett område där pålning pågår faktiskt sker eller om det hindrar vandrande fisk från att passera ett konstruktionsområde vilket det i stort sett helt saknas studier på idag. Det finns studier som kan inspirera till metodutveckling för detta (Heinänen et al., 2018; Popper et al., 2022b; van der Knaap et al., 2022).

3.2.2 Simhastighet

I ett par MKB:er har torsars simhastighet använts för att beräkna risken för påverkan, oftast kopplat till hörselskada. För torsk har simhastigheten varit 0,39–0,90 m/s, vilket sammanfattades i Andersson et al. (2016). Att utgå från att en fisk simmar bort från höga ljud stämmer dock inte alltid, se ovan resonemang om beteendepåverkan, men det ger ändå en uppfattning om potentiell påverkan. Det är värt att påpeka att en fisk sannolikt inte kan simma med konstant hastighet under flera timmar, men detta antagande underlättar beräkningen av riskavstånd. Det kan vara lämpligt att även inkludera ett scenario med en icke-flyende fisk i en bullerutredning, för att räkna på SEL_{cum} . En stationär fiskmodell har använts i Storbritannien (Morgan Offshore Wind Ltd., 2024).

3.2.3 Hörselpåverkan och fysiologisk skada

Eftersom att ljud är så viktigt för fiskar kan en påverkan på deras hörsel förväntas minska deras förmåga att uppfatta kommunikationssignaler och andra viktiga ljud, vilket kan påverka deras långsiktiga överlevnad. Arter med god hörsel är känsligare och har visat sig få en tillfällig hörselförsämring (TTS) vid lägre ljudnivåer än arter med sämre hörsel. I en nyligen publicerad studie (Smith och Popper, 2023) ges en sammanfattning av vad man vet om fisk och TTS från höga bullernivåer. Kortfattat finns det ett samband där fiskar kommer att ha störst TTS

vid frekvenser vid vilka de är mest känsliga (dvs. har de lägsta hörseltrösklarna). Detta stämmer överens med vad man vet om marina däggdjur och TTS (se avsnitt 3.3.3). Fiskar som hör sämre, dvs. har högre hörseltröskel (som t.ex. fiskar utan simblåsa), riskerar inte TTS vid samma ljudnivå som en fisk med simblåsa och lägre hörseltröskel. I stort sett alla studier som påvisar TTS är dock utförda i labbmiljö där fiskarna utsatts för långa exponeringstider från andra ljudkällor än pålningsbuller, med undantag från Casper et al. (2013).

Tidigare riktlinjer (Popper et al., 2014) har föreslagit nivåer på tröskelvärden för TTS hos fisk på SEL_{cum} 186 dB re 1 μPa^2s för pålningsbuller. Denna nivå baseras i huvudsak på data från seismiska tryckluftskanoner medan Andersson et al. (2016) inte fastställde något tröskelvärde på grund av ett för litet vetenskapligt underlag. Smith och Popper (2023) är även de tveksamma till detta tröskelvärde för TTS. Trots att laboratoriestudier har visat på att fisk kan få TTS så har de utsatts för höga nivåer under lång tid vilket inte förekommer i havet där fiskar i de flesta fall kan simma iväg. Även om vissa fiskar som befinner sig nära en pålningsaktivitet skulle få TTS är det sannolikt att en så liten del av populationen utsätts att det kan anses vara försumbart. Skulle pålningen däremot ske i ett område med mycket hög täthet av fisk som har bra hörsel, kan det ändå vara relevant.

I Andersson et al. (2016) används termerna mortalitet och skador på inre organ, vilket kan innefatta hörselorganet, istället för TTS (tabell 5). Som Smith och Popper (2023) visar har inga nya relevanta studier tillkommit som fastställer TTS under realistiska förhållanden, och vid arbetet med denna rapport har det heller inte identifierats några nya relevanta studier som förändrar dessa värden. Internationellt används dessa tröskelvärden för att bedöma påverkan på fisk. I Storbritannien tillämpas idag de tröskelvärden som Popper et al. (2014) fastställde för skador på fisk med varierande hörselförmågor, se exempelvis Morgan Offshore Wind Ltd. (2024). I den senare beräknas även SEL_{cum} för en stationär och en simmande fisk. Varken Danmark eller Tyskland har tröskelvärden för fisk, medan USA använder storleks- och artspecifika tröskelvärden för fisk med varierade hörselförmåga (NOAA Fisheries, 2020), vilka är inom samma intervall som presenteras i tabell 5. Observera att för TTS finns inget intervall.

Tabell 5. Tröskelvärden för akustisk påverkan på hörselförmåga och fysiologisk skada hos fisk.

Fisk	$L_{p,pk}$ [dB re 1 μPa]		SEL_{ss} [dB re 1 μPa^2s]		SEL_{cum} [dB re 1 μPa^2s]	
	Lägre	Högre	Lägre	Högre	Lägre	Högre
TTS	-	-	-	-	186	186
Mortalitet och skador på inre organ	207	213	204	217	203	219

3.2.4 Fisklarver och ägg

De tidiga levnadsstadierna hos fisk, dvs. ägg och larver, riskerar att utsättas för och påverkas negativt av pålningsljud. Dessa levnadsstadier är särskilt känsliga eftersom de är ömtåliga och har en låg rörlighet. Tid på året och plats är helt avgörande för att uppskatta potentiella effekter av pålningsbuller på ägg och larver, då dessa inte förekommer överallt och året runt, vilket bör beaktas i en MKB. I Andersson et al. (2016) presenteras en utförlig sammanställning av kunskapsläget och tröskelvärden för påverkan i form av ljudtryck, men som

nämnts tidigare kan det vara mer relevant att fastställa tröskelvärden baserade på partikelrörelse. I brist på underlag behandlar denna rapport enbart ljudtryck.

De skadliga ljudnivåerna som uppmätts i vetenskapliga labbstudier har visat sig uppkomma nära ljudkällan. Eftersom den naturliga dödligheten på ägg och larver är hög, bedöms den potentiellt ökade lokala dödligheten orsakad av pålningsljud ofta som obetydlig för en population (Öhman, 2023). Studier om påverkan på fiskägg och larver varierar stort och motstridiga resultat kan noteras, dvs. ibland har skada uppstått vid en ljudnivå i vissa studier, men inte i andra studier. För att skapa ett tillräckligt stort dataunderlag har både ljud från pålning och seismiska tryckluftskanoner inkluderats, även om dessa studier är mycket få. Det är värt att påpeka att det är svårt att fastställa vilka ljudnivåer som försöksdjuren faktisk utsatts för i en akvariemiljö. Dessutom finns det få studier på arter som är relevanta för svenska vatten.

Den påverkan man noterat på tidiga levnadsstadier från pålningsbuller och andra ljud (inte alltid relevanta för pålning) är att tillväxt och utveckling kan påverkas negativt liksom beteendepåverkan och stress (Carroll et al., 2017; Lara och Vasconcelos, 2021; Nedelec et al., 2015). Fisklarver kan å andra sidan även vänja sig vid ljud och inte påverkas så mycket (Waddell och Širović, 2023). Inga nya fysiologiska studier som redovisar skadliga nivåer har publicerats som ändrar de tröskelvärden för mortalitet och skador på inre organ som togs fram i Andersson et al. (2016), se tabell 6.

Tabell 6. Tröskelvärden för akustisk påverkan på tidiga levnadsstadier för fiskägg och larver från pålningsbuller. Data tagen från Andersson et al. (2016).

Fiskägg och larver	L _{p,pk} [dB re 1 µPa]	SEL _{ss} [dB re 1 µPa ² s]	SEL _{cum} [dB re 1 µPa ² s]
Mortalitet och skador på inre organ	217	187	207

3.3 Tumlare

Tumlare (*Phocoena Phocoena*) är den mest förekommande valen i svenska vatten och är vanligare på väst- och sydkusten än på östkusten. I Bottenhavet och Bottenviken har endast enstaka individer siktats sporadiskt. Östersjöpopulationen anses vara akut hotad (Carlström et al., 2023; Owen et al., 2021). De tröskelvärden som förekommer internationellt är kopplade till påverkan på individnivå, då kopplingen till populationsnivå är svår att fastställa. Om en population är akut hotad, som i fallet med Östersjöpopulationen, kan en störning på individnivå även innebära en påverkan på populationsnivå (Havs- och vattenmyndigheten, 2021; Koschinski et al., 2024).

Tumlarens hörsel är kritisk för deras överlevnad, då de använder sig av ekolokalisering för att hitta föda, och hörseln har visat sig kunna skadas av pålningsbuller (Tougaard et al., 2022). Eftersom tumlaren är ett skyggt djur som reagerar på de flesta ljud, inklusive pålningsbuller, kan detta leda till negativa effekter för individer genom t.ex. ökad energiförbrukning när de försöker komma undan ljudet och samtidigt ett minskat födointag under flykten (Holdman et al., 2023; Tougaard, 2021a). Detta kan påverka tumlarens långsiktiga överlevnad (Stepien et al., 2023).

3.3.1 Beteendepåverkan

Det finns en relativt stor mängd studier där man noterat beteendereaktioner hos tumlare vid påverkan från pålningsbuller. Dessa är beskrivna mycket utförligt i Andersson et al. (2016) och Tougaard (2021a). Sedan dessa sammanställningar har endast enstaka studier tillkommit men inga som motsäger de slutsatser som presenterades i Tougaard (2021a). En mycket relevant studie kopplat till beteendepåverkan gäller perioden innan pålningen av ett vindkraftsfundament ska börja. Den perioden kännetecknas av en mängd aktiviteter som innefattar fartyg av olika slag. I studien från Skottland (Benhemma-Le Gall et al., 2023) genomfördes en akustisk detektering av tumlare för att kartlägga antalet tumlare inom ett 5 km stort område. Under perioden innan pålningen startade minskade antalet tumlare i området gradvis, och inom 48 timmar före pålningsstarten hade detekteringen av tumlare minskat med 33 %. Minskningen härleddes till fartygsaktiviteter som ökade det lokala omgivningsbullret.

I Tougaard (2021a) föreslås ett tröskelvärde för beteendepåverkan på SPL_{125ms} 103 dB re 1 μPa , vägt för VHF, och det är detta värde som anges i de danska riktlinjerna från Energistyrelsen (Danish Energy Agency, 2023). Den baseras på ett antal studier, gjorda både i fält och i poolförhållanden. För att visa på variationen i data presenteras hela intervallet i tabell 7. Tyskland saknar idag tröskelvärden för beteendepåverkan (Müller och Zerbs, 2011). Det ovan nämnda värdet gäller för ett pålningsslag till skillnad från tröskelvärden för TTS och PTS, vilka är kumulativa värden över många pålningsslag och en längre tid.

Tabell 7. Ljudnivåer när tumlare har uppvisat en beteendereaktion till ett pålningsslag samt tröskelvärdet som används i Danmark. Värdena är VHF-vägda och är baserade på Tougaard (2021a).

Tumlare	SPL _{125ms,VHF} [dB re 1 μPa]		
	Lägre	Högre	(Danish Energy Agency, 2023)
Beteendereaktion	95	115	103

3.3.2 Simhastighet

Som beskrevs ovan kan tumlare få TTS trots att de simmar bort från ljudkällan, om ljudets källnivå är tillräckligt hög. För att beräkna denna risk kan man använda sig av den kumulativa exponeringsmodellen från avsnitt 2.2.6, vilket idag används i flera MKB:er (Tougaard, 2021a) (se vidare avsnitt 4.2). Modellen behöver en uppskattning av tumlarens simhastighet, men direkta mätningar från vilda vuxna tumlare som flyr från en bullerkälla är få. Det är ett rimligt antagande att ett djur som aktivt flyr från en bullerkälla kommer att ha en högre simhastighet än vid ostörd simning. I Tougaard (2021a) har simhastigheten noterats till mellan 1,3-1,9 m/s, men rapporten kommer fram till att 1,5 m/s är ett rimligt antagande som kan används vid beräkningar av SEL_{cum} för TTS och PTS. Det är värt att påpeka att en tumlare sannolikt inte kan simma med konstant hastighet under flera timmar, men detta antagande underlättar beräkningen av riskavstånd.

3.3.3 Hörselpåverkan

Tumlare hör ljud från omkring 1 kHz upp till över 150 kHz. Den lägsta ljudtrycksnivå tumlaren kan uppfatta är ca SPL 40-50 dB re 1 μPa ovägt vid 100 kHz, men vid 1 kHz hör de bara ner till ca SPL 80-90 dB re 1 μPa ovägt. Tumlare skapar själv högfrekventa ljudpulser, s.k. klick, för ekolokalisering inom

frekvensintervallet 110-160 kHz. Varje klick har en längd på 40-50 μ s och antalet klick per sekund kan variera från ett fåtal upp till hundra per sekund. Innerörat hos tumlare är ett väldigt känsligt organ, och är bland de första organen som kommer att påverkas av ett högt ljud. Hörselpåverkan sker i allmänhet vid frekvenser nära och strax över bullerfrekvenser som orsakar tröskelförskjutningen. Detta innebär att TTS, inducerat av pålningsbuller som har mest energi under 1 kHz, vanligtvis påverkar hörseln vid dessa låga frekvenser (Kastelein et al., 2013). Detta gör att pålning inte kommer att påverka de frekvenser där tumlaren hör sitt eget ekolod (110-160 kHz), utan snarare frekvensområdet där tumlaren lyssnar efter andra ljud än sina egna. Utförliga beskrivningar och mer bakgrundsinformation om hörselskador på tumlare kan läsas i Tougaard (2021b) och Tougaard et al. (2022).

Tyskland använder sedan 2009 ett tröskelvärde för TTS hos tumlare. Det är ett oviktat tröskelvärde för ett pålningsslag på $L_{p,pk}$ 190 dB re 1 μ Pa och/eller $SEL_{ss,05}$ 160 dB re 1 μ Pa²s, beräknat eller uppmätt på ett avstånd av 750 m från pålningsaktiviteten (Müller och Zerbs, 2011). De tyska kraven är att tröskelvärdet inte får överskridas i mer än 5 % av alla pålningsslag. För $SEL_{ss,05}$, se avsnitt 2.2.11.

Riktlinjer från andra nationer och internationella organisationer är baserade på Southall et al. (2019), där tröskelvärden för pålning fastställts för olika grupper av marina däggdjur, inklusive tumlare. Dock är dessa fastställda med data från enstaka individer. Det har publicerats ytterligare studier på området för tumlare, men Tougaard (2021b) argumenterar för att inga av dessa leder till några ändrade rekommendationer från Southall et al. (2019) för tröskelvärden för TTS och PTS hos tumlare i samband med pålningsbuller (tabell 8). Tröskelvärden för TTS och PTS är kumulativa värden ($SEL_{cum,VHF}$) då man inte anser att ett enstaka pålningsslag är relevant. Det kumulativa värdet baseras på alla pålningsslag under en hel installation som vanligtvis är mellan 4-6 timmar, dock max 24 timmar ($SEL_{cum,24h,VHF}$). Däremot räknar man på att djuret simmar iväg, se avsnitt 3.3.2 och 4.2.4 för ett räkneexempel.

Tabell 8. Tröskelvärden för tumlare från pålningsbuller för en temporär tröskelförskjutning (Temporary Threshold Shift, TTS) och en permanent tröskelförskjutning (Permanent Threshold Shift, PTS). Alla värden är kumulativa över 24 timmar, VHF-vägda och baserade på Southall et al. (2019) och Tougaard (2021b).

Tumlare	$SEL_{cum, 24h, VHF}$ [dB re 1 μ Pa ² s]
TTS	140
PTS	155

Vad som anses vara en hörselskada för en tumlare och andra djur är inte helt entydigt, och det är inte heller klart vad man anser är en tillåten påverkan. Tougaard (2021b) menar att ett par decibel över TTS, i andra frekvenser än där tumlaren hör som bäst, har en låg sannolikhet att påverka individen i en större omfattning då den är reversibel inom ett par minuter eller timmar. En överskridning av PTS med ett par decibel kommer inte heller sannolikt påverka individens överlevnad medan en stor överskridning av PTS kan anses ha en stor påverkan. Det finns förslag på att ersätta ordet PTS med Auditory Injury (AUD INJ) enligt National Marine Fisheries Service i USA (National Marine Fisheries

Service, 2024), men då denna inte är fastställd ännu använder denna rapport TTS och PTS.

3.4 Säl

I Sverige förekommer tre arter av säl, och de lever i ganska skilda havsområden. Knubbsäl (*Phoca vitulina*) finns längs hela västkusten, i Öresund och i södra Östersjön och strax norr om Kalmarsund. Gråsäl (*Halichoerus grypus*) förekommer huvudsakligen i Östersjön, men förekommer även i Kattegatt, medan vikare (*Pusa hispida botnica*) lever i Bottniska viken. Sälarterna har sinsemellan liknande hörselförmåga och deras hörbarhetsområde under vattnet sträcker sig från strax under 100 Hz till omkring 80 kHz. Den lägsta ovägda ljudtrycksnivån de kan höra är omkring 55-65 dB re 1 μ Pa i frekvensintervallet 300 Hz till 40 kHz. Sälarna kan göra en stor mängd egna ljud vid olika situationer, som t.ex. vid parning och revirstrider.

3.4.1 Beteendepåverkan

Det finns endast ett fåtal studier som visar på vid vilka ljudnivåer sälarna reagerar på pålningsljud. Detta gör att det inte finns ett tillräckligt underlag för att dela upp tröskelvärden per art, utan enbart för samlingsnamnet ”säl”. Två studier ligger bakom de danska tröskelvärdena, en på gråsäl och en på knubbsäl, där sälarna har märkts med sändare och deras rörelser under konstruktionsarbetet av en vindkraftspark har analyserats (Tougaard, 2021b). Under konstruktionsfasen gjordes även mätningar och ljudmodellering av pålningsbullret, vilket sedan kunde kopplas geografiskt till sälarnas rörelser och slutligen kunde en total ljudexponering beräknas. Resultaten visade att sälarna reagerade uppemot 20-30 km bort från konstruktionsplatsen (Aarts et al., 2018; Russell et al., 2016). I dessa studier redovisas det intervall där man noterade beteendereaktioner i SEL_{ss} nivåer men för att behålla SPL som enheten för beteendepåverkan, har Tougaard (2021b) räknat om dessa till vägda SPL_{125ms} nivåer vilka redovisas i tabell 9. Varken Danmark eller Tyskland använder något tröskelvärde för beteendereaktioner för säl. Det kan ha att göra med att man inte anser att säl är lika störningskänsliga som tumlare. I Storbritannien däremot kan det finnas säl med i MKB:er (Morgan Offshore Wind Ltd., 2024). Här har man även tagit fram en kurva som visar på sannolikheten att säl reagerar på ett ljud (s.k. dos-respons kurva), baserat på Whyte et al. (2020). Denna studie visar på hur såldensiteten i området kommer att minska till följd av en ökad ljudnivå. De nämnda studierna är bra inspiration till hur man kan studera sälars påverkan av pålningsbuller i ett kontrollprogram.

Tabell 9. Ljudnivåer när säl (gråsäl, knubbsäl och vikare) har uppvisat en beteendereaktion till pålningsbuller. Värdena är beräknade över 125 ms, PCW-vägda och baseras på Southall et al. (2019) och Tougaard (2021b).

Säl	SPL _{125ms, PCW} [dB re 1 μ Pa]	
	Lägre	Högre
Beteendepåverkan	120	138

3.4.2 Simhastighet

Sälarna reagerar inte lika starkt på ljud som tumlare, men de studier som finns nämner en simhastighet på mellan 1,5-1,6 m/s (Tougaard, 2021a). Dessa siffror kan användas vid en beräkning av TTS hos en flyende säl. Det är värt att påpeka

att en säl sannolikt inte kan simma med konstant hastighet under flera timmar men detta antagande underlättar beräkningen av riskavstånd.

3.4.3 Hörselpåverkan

Sälar kan få både TTS och PTS och precis som för tumlare anses en tröskelförskjutning på minst 6 dB vara nödvändig för att det ska anses vara TTS. När det gäller PTS så har detta faktiskt konstaterats i två studier, något som berott på misstag under experimenten, vilket har gett värdefulla data. Sammantaget finns ett tiotal studier som ger underlag till de publicerade tröskelvärdena som finns för sälar som djurgrupp (Southall et al., 2019; Tougaard, 2021a) och det är dessa som används i Danmark (Danish Energy Agency, 2023) vilka presenteras i tabell 10. Ett beräkningsexempel från Storbritannien, på hur många sälar som kan få TTS eller PTS, kan läsas i (Whyte et al., 2020) där bland annat tröskelvärden från tabell 10 används, dock satt som SEL_{ess} . Där har man beräknat mottagen ljudnivå för sälar som hade sändare på. Resultaten visade att de sälar som befann sig inom ca 7 km från pålningsarbetet riskerade att få TTS medan ingen riskerade PTS. Detta exempel betraktade pålning utan dämpande åtgärder. Likt för tumlare så görs nu en översyn av tröskelvärdena för sälar av National Marine Fisheries Service (2024). Men då denna inte är fastställd ännu tas inte detta med i denna sammanställning.

Tabell 10. Tröskelvärden för säl (gråsäl, knubbsäl och vikare) från pålningsbuller för en temporär tröskelförskjutning (TTS) och en permanent tröskelförskjutning (PTS). Alla värden är beräknade för en tidsperiod av 24 timmar, PCW-vägda och baserade på Southall et al. (2019) och Tougaard (2021a).

Säl	$SEL_{cum, 24h, PCW}$ [dB re 1 μPa^2s]
TTS	170
PTS	185

4 Scenarier för påverkan

Modelleringscenarier för riskavståndsberäkningar innehåller ett stort antal parametrar som hämtas från litteraturen, databaser och mätningar. Under arbetet med en bullerutredning för en MKB saknas ofta flera relevanta parametrar för att skapa scenarier med låg osäkerhet, exempelvis turbinens storlek, fundamentstyp och exakt plats för installationen. Man måste då uppskatta dessa parametrar, baserat på litteratur och erfarenhet, för att kunna beskriva den potentiella akustiska påverkan i området och på djuren som lever där. Senare, strax innan konstruktionsfasen påbörjas, när de flesta detaljerna är bestämda, kan en mer noggrann beräkning genomföras för att beräkna hur mycket dämpningsåtgärder som behövs för att klara de tillståndsgivna tröskelvärdena. Exakt när dessa mer detaljerade beräkningar med mindre osäkerheter görs bestäms av tillståndsmyndigheterna och är kopplade till de fastställda villkoren för konstruktion.

Inspiration till nedanstående avsnitt har hämtats från artiklar, rapporter och riktlinjer (Danish Energy Agency, 2023; Faulkner et al., 2018; Federal Maritime and Hydrographic Agency, 2013; ISO, 2017b; Matei et al., 2024).

Alla beräkningar och resultat i detta kapitel ska ses som illustrativa exempel och inte faktiska scenarier i en MKB.

4.1 Relevanta parametrar

Vid redovisningen av scenarier för akustisk påverkan på marina djur från pålningsbuller måste alla parametrar som är nödvändiga för att förstå och verifiera beräkningarna finnas med. Underlaget ska vara tydligt med vilka osäkerheter som finns och vilka parametrar som ger upphov till dessa osäkerheter. Resultaten ska vara presenterade på ett sådant sätt, och med rätt enheter enligt ISO 18406 (ISO, 2017b), så att de kan jämföras med andra studier.

Nedan sektion listar lämpliga parametrar och information som kan finnas med i en MKB där modellering av den akustiska påverkan på marina djur presenteras. Exempel på scenarier kan hittas i avsnitt 4.2.

4.1.1 Ljudkällan - källmodell

- Fundament: antal, diameter, material och typ.
- Slaghammare: typ och storlek om känt.
- Källmodell: ljudnivå, frekvensinnehåll och frekvensupplösning.
- Framtagandet av källmodell: mätdata eller extrapolering.
- Källtyp: punktkälla eller flerpunktskälla, och dess djup.
- Operationella egenskaper: antaganden om uppstartssekvens, slagenergi, slagtakt, och totalt antal slag.

4.1.2 Ljudutbredningsberäkningar

- Ljudhastighetsprofil: olika för vinter och sommar.

- Batymetri: upplösning, kvalitet och osäkerheter.
- Sedimenttyp och dess akustiska parametrar: upplösning, kvalitet och osäkerheter.
- Ljudutbredningsmodell: vilken har valts och varför.
- Antal radiella transekter man beräknar (minst 18 i Danmark).
- Längd på radiella transekter.
- Horisontell upplösning (grid-point spacing, exempelvis max 20 m i Danmark).
- Statistisk parameter för ljudnivån i vattenvolymen: max och median.
- Frekvensupplösning: smalband (1 Hz) och tersband (för bas 10).

4.1.3 Dämpning antaganden

- Föreslagna tekniker, begränsningar (i djup).
- Dämpning i ljudnivå (broadband) och frekvensvägt för den dämpningsmetod som antas.
- Akustiska skrämmor.

4.1.4 Biologisk påverkan

- Arter: vilka har valts för att beskriva påverkan i området.
- Frekvensspann (artspecifika).
- Vägningskurva (arternas tillhörande hörselgrupper).
- Tröskelvärde för påverkan (arternas tillhörande hörselgrupper).
- Simhastighet, om det används (artspecifika).

4.2 Scenarier för påverkan på marina djur

Modelleringen kan innehålla ett antal scenarier som visar på vilket avstånd och inom vilket område som utpekade arter riskerar att påverkas av pålningsbullret. Dessa scenarier kan redovisas i vissa steg för att man ska kunna granska de beräkningar och antaganden som görs för t.ex. ljudutbredning, dämpning och auditiv frekvensvägning. Med fördel kan både värsta fall och mest sannolika fall beräknas och presenteras. Samtliga scenarier och resultat i denna rapport ska ses som illustrativa exempel baserat på vissa antaganden och inte faktiska resultat vid en viss plats och tid.

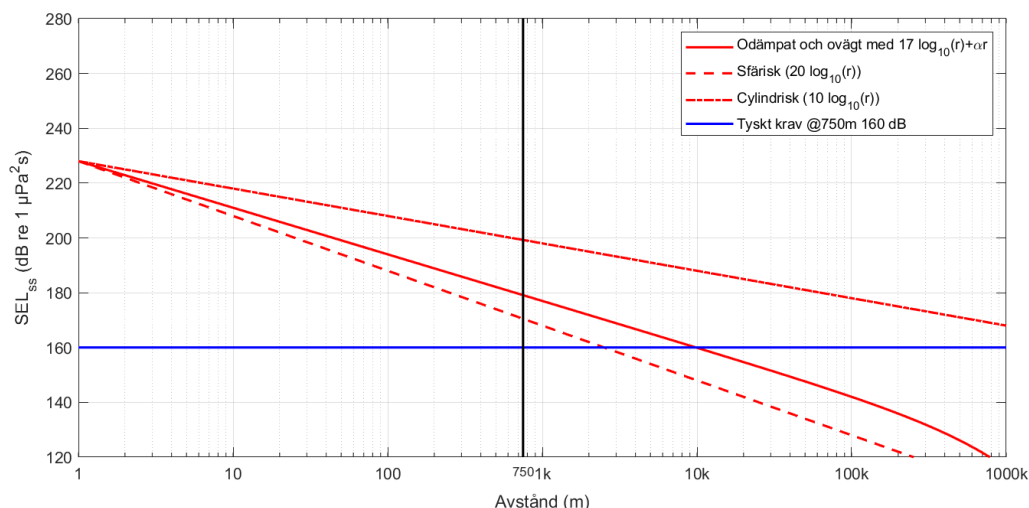
4.2.1 Scenario odämpat

Det odämpade scenariot syftar till att möjliggöra granskning och jämförelse av källnivån och ljudutbredningsberäkningen med andra studier. Här kombineras den teoretiska källan med den teoretiska ljudutbredningen.

Ett exempelscenario redovisas i figur 19, där källstyrkan för SEL_{ss} för ett stål-monopilefundament med 15 m i diameter är satt till $L_{S,E}$ 228 dB re $1 \mu Pa^2 m^2 s$

(hämtat från Bellmann et al., 2020). Ljudutbredningsförlusten har i det här exemplet antagits via metoden enkel lag till $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$ vilket gör att ljudnivån minskar med avståndet. För verkliga scenarier kan en mer noggrann, frekvensberoende och platsspecifik modellering göras, se avsnitt 2.3.3.

För att visa på variationen i PL är det fördelaktigt att redovisa bästa fall (max), mest sannolika (median) och värsta fall (min) för ljudutbredningsförlusterna. Cylindrisk ($10\log_{10}(r)$) respektive sfärisk ($20\log_{10}(r)$) ljudutbredning finns med för jämförelse. Man kan även inkludera någon linje för ett tröskelvärde om man har ett sådant att förhålla sig till; i detta fall visas det tyska tröskelvärdet för TTS hos tumlare. I och med att det tyska tröskelvärdet är ovägt, görs här beräkningarna med ovägda nivåer. Det ger en indikation på hur mycket dämpning som kan komma att behövas för att klara ett visst villkor. Här krävs minst 20 dB (broadbandigt) dämpning för att kunna klara det tyska tröskelvärdet vid 750 m. Vidare kan en tabell inkluderas över den faktiska ljudutbredningsförlusten som funktion av avstånd och frekvens för att underlätta granskning.



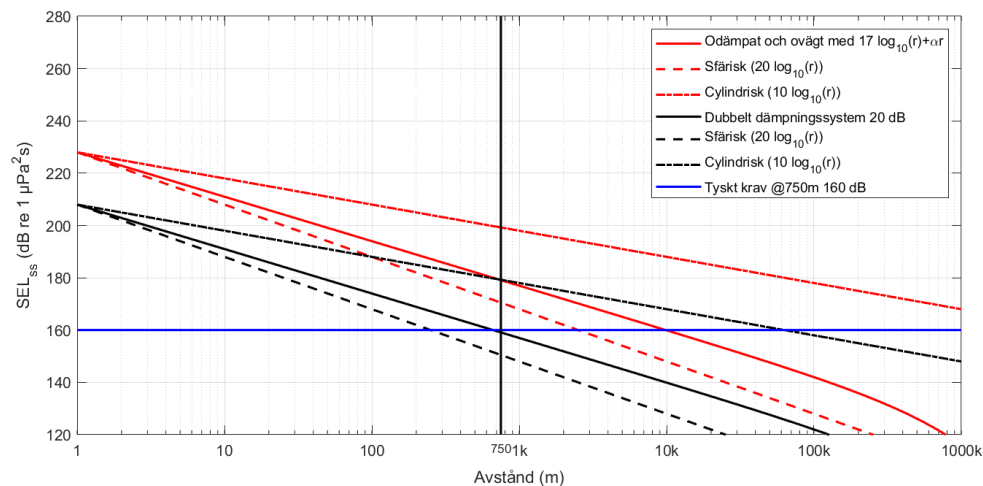
Figur 19. Referensscenario för SEL_{ss} där källnivån (ovägd) för ett 15 m i diameter stål-monopilefundament är odämpad, ljudutbredning beräknad enligt enkel lag $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$ samt cylindrisk ($10\log_{10}(r)$) respektive sfärisk ($20\log_{10}(r)$) ljudutbredning finns med för jämförelse. Den vertikala svarta linjen utmärker avståndet 750 m. Horisontell blå linje markerar det tyska gränsvärdet för TTS för tumlare som inte ska överskridas vid 750 m. Notera att på x-axeln betyder k kilometer.

Liknande scenario kan göras för SPL med en antagen källstyrka på SPL_{125ms} 237 dB re 1 μPa och likt ovan figur kan man lägga in ett tröskelvärde för beteendepåverkan för att uppskatta hur mycket dämpning som behövs för att nå detta tröskelvärde, se avsnitt 4.2.5.

4.2.2 Scenario med tekniskt bullerdämpande åtgärder

Nästa steg är att lägga på bullerdämpande åtgärder som sannolikt kommer att behövas för att nå ett specifikt tröskelvärde. För att kunna illustrera med ett exempel antas här en dämpning på broadbandljudnivån baserat på litteraturen, i detta fall 20 dB, som kan nås med hjälp av dubbla tekniska dämpningssystem, se avsnitt 2.5. Då sänker man källnivån med denna siffra. Detta exemplifieras i figur 20 där man kan notera att pålningsljudets utbredning minskar med många kilometer och tröskelvärdet vid 750 m uppnås i detta fall med ovan antaganden om ljudutbredningen. En mer sofistikerad beräkning kan göras med vägt

källspektra mot antagna dämpningsspektra baserat på mätningar och litteratur. Detta kommer att ge en större dämpning för högre frekvenser och en mindre dämpning eller i värsta fall något förhöjd nivå för lägre frekvenser. Detta illustreras i tidigare avsnitt 2.4 och figur 18.



Figur 20. Illustration av effekten på SEL_{ss} (ovägd) om man sänker den utstrålade bullernivån med 20 dB med hjälp av dubbla dämpningstekniker. För ljudutbredningen har den enkla lagen $PL=17\log_{10}(r)+0,01\cdot r/1000$ använts samt cylindrisk ($10\log_{10}(r)$) respektive sfärisk ($20\log_{10}(r)$) ljudutbredning finns med för jämförelse. Den vertikala svarta linjen utmärker avståndet 750 m. Horisontell blå linje markerar det tyska gränsvärdet för TTS för tumlare som inte ska överskridas vid 750 m. Notera att på x-axeln betyder k kilometer.

4.2.3 Scenario med mjukstart och upprampning

För att få ner ljudnivån ytterligare kan de första slagen ske med lägre energi s.k. mjukstart för att sedan gradvis öka slagenergin (upprampning). Detta gör att uppbyggnaden av den SEL_{cum} kopplat till påverkan på hörseln går långsammare, och att djuren kan simma iväg innan skadliga nivåer uppnås. Denna metod är mer relevant för när man har ett SEL_{cum} som tröskelvärde som i Danmark, till skillnad från $SEL_{ss,05}$ som i Tyskland.

För att illustrera detta har tre teoretiska exempel tagits fram (tabell 11), Full Effekt (FE), R20 och R10, där R20 startar med 20 % av full effekt och R10 startar med 10 % av full effekt, likt det som används i Tougaard och Mikaelson (2024).

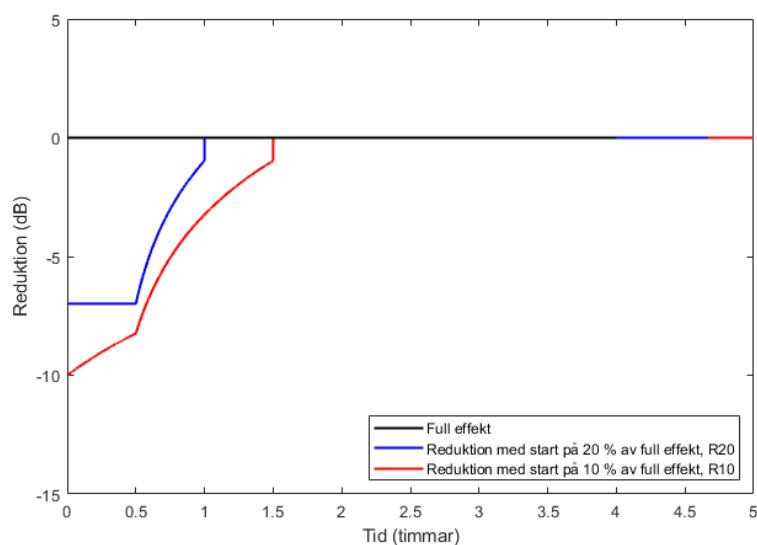
Tabell 11. Pålningsscenarier som används i kommande exempel för ett 15 m i diameter monopilefundament av stål. Källstyrkan är satt till $L_{S,E} = 228$ dB re 1 $\mu Pa^2 m^2 s$ (extrapolering utförd av Bellmann et al. (2020). Med FE avses Full Effekt.

Fas	Antal slag	% av maximal slagenergi	Tid mellan slag (s)	Tid (timmar)
	FE/R20/R10	FE/R20/R10	FE/R20/R10	FE/R20/R10
Mjukstart	-/1200/1200	-/20/10-15	-/1,5/1,5	-/0,5/0,5
Upprampning	-/1200/2400	-/20 – 80/15-80	-/1,5/1,5	-/0,5/1
Full effekt	9600/8800/8400	100/100/100	1,5/1,5/1,5	4/3,67/3,5
Totalt	9600/11200/12000	-	-	4/4,67/5

Man kan även ha längre tid mellan slagen för att nå samma effekt på SEL_{cum} men det exemplifieras inte här. Med reducerad effekt i början av pålningen kommer fler slag att behövas för att utföra samma mekaniska arbete. En konservativ uppskattning av hur mycket längre tid som krävs har använts i dessa exempel; troligen utförs inte så mycket mindre arbete om slagen är lösare i början av

pålningen. I tabell 11 jämförs scenariot utan mjukstart (FE) med de två scenarierna med mjukstart och upprampning (R20 och R10).

Pålningsscenarierna FE, R20 och R10 illustreras i figur 21 där R20 börjar med 20 % av full effekt vilket motsvarar en reduktion med 7 dB, ($1/2 \Rightarrow -3$ dB, $1/5 \Rightarrow -7$ dB, $1/10 \Rightarrow -10$ dB, $1/100 \Rightarrow -20$ dB). Efter en halvtimmes mjukstart ökas sedan effekten upp till 80 % under en halvtimme för att därefter nå full effekt. R10 börjar med 10 % av full effekt vilket motsvarar en reduktion med 10 dB och ökas därefter upp under en och en halv timme. Alla tre scenarier har samma totalenergi. Effekten av upprampningen på reduktionen av ljudnivån är tydlig och ger djuren längre tid på sig att komma undan. Designen av upprampning har dock sannolikt tekniska och operationella begränsningar som denna rapport inte har tillgång till.



Figur 21. Pålningsscenario som visar på dämpningsverkan (reduktionen i dB) på SEL_{ss} vid mjukstart, se tabell 11 för detaljer.

4.2.4 Scenario för TTS

Det sista steget är att koppla in en specifik art i analysen. Här kan då källspektra även frekvensvägas med artspecifika hörselkurvor, se avsnitt 2.2.9, vilket görs i Danmark men inte i Tyskland. Det kommer att bli väldigt olika resultat beroende på om auditiv frekvensvägning används eller inte och vilken art som används. I denna rapport används tumlare och torsk som illustrativa exempel, eftersom de två representerar ytterligheter i nivåer för TTS. Samma metod kan dock tillämpas på andra arter.

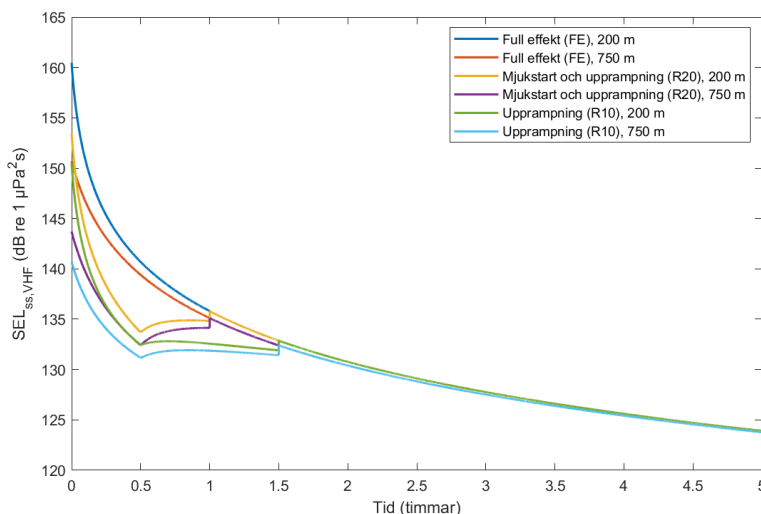
Andra parametrar, som påverkar framför allt SEL_{cum}, är bland annat vilket startavstånd som djuret befinner sig samt antagen simhastighet. I beräkningarna för exemplen nedan approximeras den kumulativa ljudexponeringsnivån för marina djur i rörelse enligt avsnitt 2.2.6. I Danmark används ett startavstånd på 200 m för tumlare. Ifall det däremot går att garantera att känsliga djur inte finns inom 750 m radie, med hjälp av akustiska skrämmor eller annan teknik, kommer det bli helt andra resultat. Effekten av startavstånd illustreras i figur 22, där två olika mjukstartsscenarier (tabell 11) och två olika startavstånd (tabell 12) används

för att illustrera $SEL_{ss,VHF}$ som funktion av tiden när tumlaren simmar bort från pålningsplatsen.

Tabell 12. Värden för de parametrar som används i beräkningarna av riskavstånd för TTS för de olika scenarierna.

Art	Startavstånd	Simhastighet	Tröskelvärde TTS
Tumlare	200/750 m	1,5 m/s	$SEL_{cum,VHF}$ 140 dB re 1 μPa^2s
Torsk	200/750 m	0,9 m/s	$SEL_{cum,torsk}$ 186 dB re 1 μPa^2s

Att räkna med att tumlaren befinner sig på 750 meters avstånd istället för 200 meter vid pålningsens början ger en initial sänkning med 10 dB på $SEL_{ss,VHF}$. Genom att dessutom använda en mjukstart med upprampning kan startnivån för $SEL_{ss,VHF}$ sänkas med ytterligare 10 dB.



Figur 22. Enskilda pålningslags $SEL_{ss,VHF}$ -nivåer för vad en tumlare skulle uppleva när den simmar bort med en hastighet på 1,5 m/s. Olika startavstånd och pålningsscenarier används, se tabell 11 och tabell 12 för parametrar. För ljudutbredning har den enkla lagen $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$ använts.

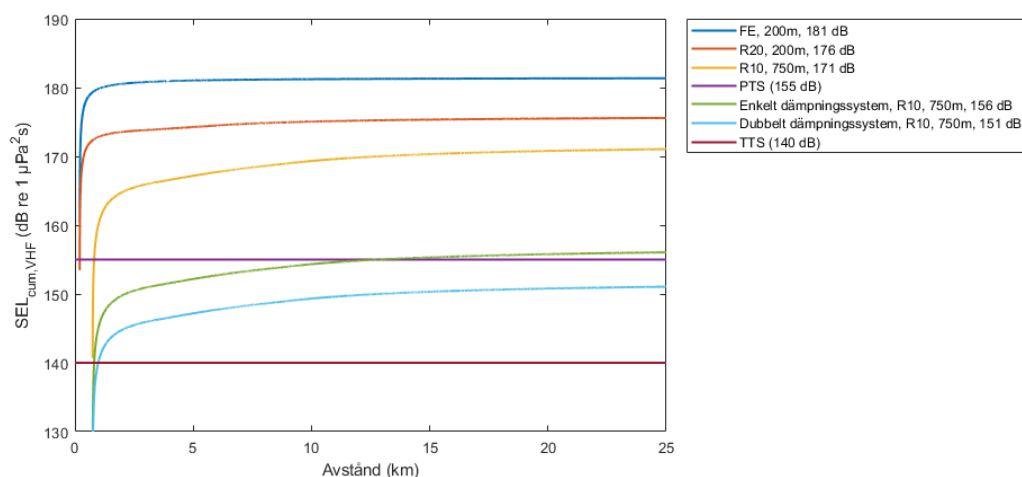
Tre av exemplen i figur 22 har tagits med i figur 23 nedan, där $SEL_{cum,VHF}$ har beräknats för en flyende tumlare. Vid val av en annan simhastighet kommer resultatet att bli annorlunda.

1. Det första exemplet är utan mjukstart med startavstånd 200 meter, benämnt "Full effekt (FE)", som får en $SEL_{cum,VHF}$ på 181 dB re 1 μPa^2s . Här syns tydligt den stora inverkan på de höga nivåerna som tumlaren upplever utan mjukstart och $SEL_{cum,VHF}$ uppgår snabbt till över 180 dB re 1 μPa^2s .
2. Det andra exemplet är med mjukstart och upprampning med startavstånd 200 meter, benämnt "Mjukstart och upprampning (R20), 200 m", som får en $SEL_{cum,VHF}$ på 176 dB re 1 μPa^2s .
3. I det tredje exemplet har en längre ramp använts tillsammans med ett större startavstånd på 750 meter. Detta exempel, benämnt "Upprampning (R10), 750 m", får ett $SEL_{cum,VHF}$ på 170 dB re 1 μPa^2s .

Samtliga exempel ligger långt över nivåerna för både PTS och TTS. Det visar på nödvändigheten av dämpningssystem för att klara tillståndskraven.

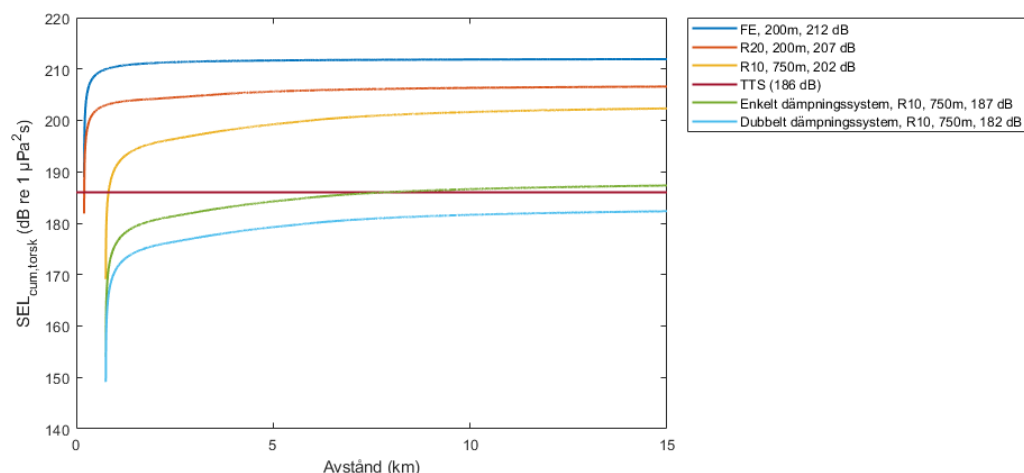
I figur 23 har även effekten av olika dämpningssystem illustrerats vid beräkningarna av $SEL_{cum,VHF}$. Med R10 och ett enkelt dämpningssystem som antas dämpa breddbandsnivåerna med 15 dB (ner till 156 dB re $1 \mu Pa^2 s$) klarar man ej nivån för PTS på 155 dB re $1 \mu Pa^2 s$. Även med R10 och ett dubbelt dämpningssystem som reducerar nivån med 20 dB till 151 dB re $1 \mu Pa^2 s$, så återstår 11 dB ner till TTS-nivån på 140 dB re $1 \mu Pa^2 s$.

Med en noggrannare analys av dämpningssystemens frekvensberoende kan man högst troligt påvisa en större dämpning för de högre frekvenser som tumlare är känsligast för (Bellmann et al., 2020), men med förutsättningarna som finns i detta exempel så krävs ändå ytterligare åtgärder för att klara av att hålla sig under TTS-nivån på 140 dB re $1 \mu Pa^2 s$.



Figur 23. Den kumulativa $SEL_{cum,VHF}$ för tumlare där olika mjukstartsscenerier och startavstånd används (Tabell 11 och Tabell 12). Effekten av dämpningssystemen har endast tillämpats på breddbandsnivå och inte frekvensvägts. För ljudutbredning har den enkla lagen $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$ använts.

Liknade scenarier har gjorts för torsk för att visa vilken effekt mjukstart och startavstånd har på $SEL_{cum,torsk}$ (figur 24). Torsken simmar i vårt exempel med 0,9 m/s, vilket är betydligt långsammare än för tumlaren, och den hinner inte fly lika långt bort, men framförallt så hör torsken det lågfrekventa ljudet betydligt bättre vilket ger högre värden på både $SEL_{ss,torsk}$ och $SEL_{cum,torsk}$.



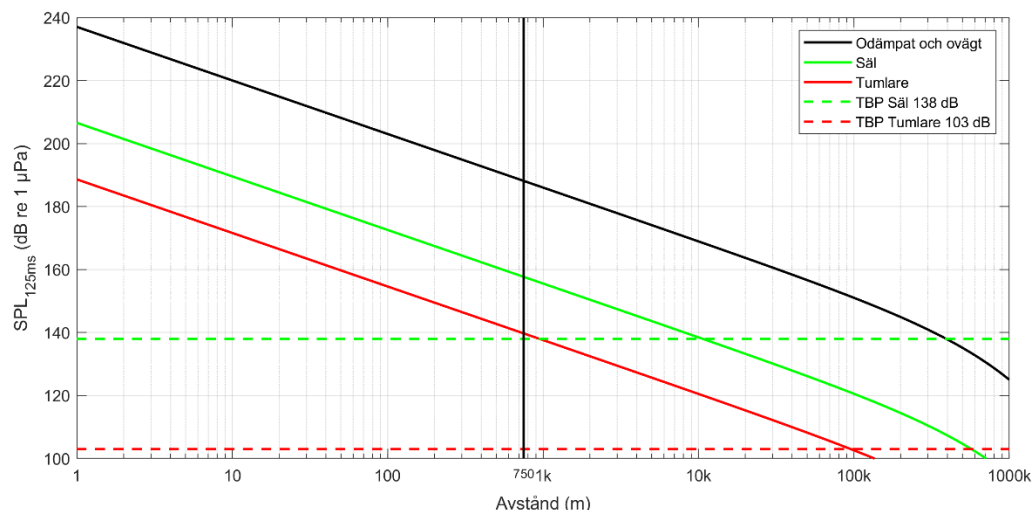
Figur 24. Den kumulativa $SEL_{cum,torsk}$ vägt för torsk där olika mjukstartsscenerier och startavstånd används (Tabell 11 och Tabell 12). För ljudutbredning har den enkla lagen $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$ använts.

Torskens TTS-nivå är 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, vilket är 46 dB högre än för tumlare. Med upprampad start (R10) och dubbla dämpningssystem hamnar $\text{SEL}_{\text{cum,torsk}}$ på 182 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, alltså 4 dB under TTS-nivån, vilket innebär att tröskelvärde för TTS klaras på ett startavstånd av 750 m, men inte för 200 m.

TTS- och PTS-nivåer är lämpliga att använda vid prediktering av hörselpåverkan, men att kontrollera dessa nivåer vid en konstruktionsplats för en vindkraftspark är utmanande. En föreslagen kontrollmetod är att mäta ljudnivån på en stationär punkt nära ljudkällan, förslagsvis på 750 meters avstånd, för att minimera bakgrundsljudets inverkan, istället för att mäta ljudnivån för ett flyende djur. Detta beskrivs utförligare i avsnitt 5.2.

4.2.5 Scenario för beteendepåverkan

Det är lämpligt att beräkna riskavstånden där beteendereaktioner kan uppstå, och rekommendationen från Danmark är att använda ljudtrycksnivån $\text{SPL}_{125\text{ms}}$ med auditiv frekvensvägning för marina däggdjur. Tröskelvärde för beteendepåverkan är betydligt lägre än för TTS. I figur 25 visas tröskelvärden för beteendepåverkan för säl och tumlare, jämfört med ljudtrycksnivån $\text{SPL}_{125\text{ms}}$ från pålning av ett fundament på 15 m i diameter ($L_{\text{S,E}}$ på 228 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$), som funktion av avstånd. För detta scenario illustreras dels ovägd och odämpad $\text{SPL}_{125\text{ms}}$. Därefter har $\text{SPL}_{125\text{ms}}$ beräknats med ett dubbelt dämpningssystem där 20 dB dämpning av bredbandsnivån antagits och auditiv frekvensvägning applicerats för säl (-10 dB) och tumlare (-28 dB). Av figur 25 framgår att detta scenario skulle ge en beteendepåverkan för säl på avstånd upp till 10 km och för tumlare skulle detta avstånd bli nära 100 km. För tumlaren som endast hör högre frekvenser (över 1 kHz) så kommer absorptionen för dessa höga frekvenser att vara högre än det α på 0,01 dB/km som vi använt i vår förenklade ljudutbredningsmodell, vilket visar på begränsningen i metoden den enkla lagen.

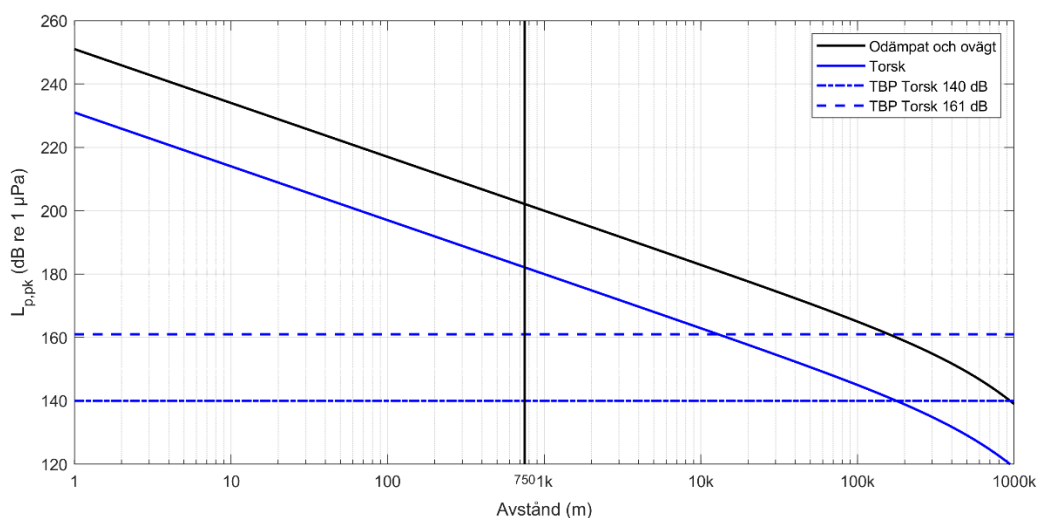


Figur 25. Referensscenarier för beteendepåverkan för säl och tumlare för $\text{SPL}_{125\text{ms}}$ där källnivån är odämpad och ovägd (svart linje), samt då 20 dB dämpning på bredbandsnivån antagits och auditiv frekvensvägning applicerats för säl (-10 dB, grön linje) och tumlare (-28 dB, röd linje). Ljudutbredningen är i samtliga fall beräknad med enkel lag $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$. TBP (Tröskelvärden för BeteendePåverkan) är utritade som jämförelse för säl och tumlare. Den vertikala svarta linjen utmärker avståndet 750 m. Notera att på x-axeln betyder k kilometer.

Tröskelvärden för beteendepåverkan hos fisk beskrivs i litteraturen ofta med SPL_{peak} men borde vara $L_{\text{p,pk}}$, se avsnitt 2.2.2. För att illustrera metoden för att

beräkna beteendepåverkan används samma ljudkälla som i ovan exempel, men istället redovisas $L_{p,pk}$ -värden som funktion av avstånd (Figur 26). Det intervall som nämnts i avsnitt 3.2.1 för beteendereaktioner hos fisk används, men den lägre nivån är mycket konservativ. Observera att integrationstiden på 125 ms är specifikt för just däggdjur.

Motsvarande integrationstid för fisk är ännu inte fastställd och kan variera mellan olika arter, vilket är anledningen till att den inte används här. Man kan även notera att riskavstånden varierar kraftigt beroende på om dämpningsåtgärder finns eller inte, samt vilket tröskelvärde som används, men potentiellt kan riskavstånden bli mycket långa (över 100 km). Som nämntes tidigare så är det svårt att beräkna $L_{p,pk}$ -värden från mätdata på flertalet kilometer p.g.a. ljudutbredningen. Det är därför olämpligt att ha ett $L_{p,pk}$ -värde som tröskelvärde på långa avstånd.



Figur 26. Referensscenarier för beteendepåverkan för torsk för $L_{p,pk}$ där källnivån är odämpad och ovägd (svart linje) och då den är beräknad med 20 dB dämpning och vägd för torsk (blå linje). Ljudutbredningen är beräknad med enkel lag som $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$. TBP (Tröskelvärden för BeteendePåverkan) finns utritad som jämförelse. Den vertikala svarta linjen utmärker avståndet 750 m. Notera att på x-axeln betyder k kilometer.

Metoden som beskrivs i dessa scenarion kan användas för att beräkna inom vilket område som ett djurs beteende kan komma att påverkas. Man ska däremot komma ihåg att tröskelvärden för beteendereaktioner på individnivå inte alltid är kopplade till en effekt på populationsnivå. Det blir en avvägning om en tillräckligt stor del av populationen riskerar att påverkas negativt, eller endast en liten del av den. Ifall en för stor del bedöms påverkas negativt kan ytterligare dämpningsåtgärder behövas.

5 Kontrollprogram

I samband med att man installerar vindkraftsfundament behöver ofta mätningar av det utstrålade pålningsbullret göras inom ett kontrollprogram. Syftet med dessa mätningar kan vara flera:

- Dokumentera efterlevnaden av de villkor som förekommer i tillståndet.
- Verifiera de modellberäkningar som gjordes under MKB och då främst den lokala ljudutbredningen och bakgrundsljudnivån.
- Utvärdera hur effektiva de bullerdämpande åtgärderna är.
- Kunskapsuppbyggnad gällande mättekniker.
- Studera påverkan på marina djur.

För att säkerställa hög datakvalitet bör mätningarna utföras på ett standardiserat sätt, vilket gör resultaten jämförbara mellan olika projekt. Det bör också finnas tydliga riktlinjer för vilka resultat som ska redovisas, kopplat till villkor och tillstånd, samt hur dessa ska presenteras. Idag finns både ISO standarder (ISO, 2017a, 2017b) och nationella riktlinjer från andra länder som kan användas (Danish Energy Agency, 2023; De Jong et al., 2011; Federal Maritime and Hydrographic Agency, 2013).

5.1 Mätmetodik

Mätningar av ljudtrycket bör täcka ett frekvensområde på minst 20 Hz till 20 kHz, och all akustisk övervakningsdata och motsvarande tekniska data ska dokumenteras noga såsom bullerdämpande system och konstruktionsdetaljer som hammartyp, slagenergi, slagprocedurer, fundamentalsdiameter och dess längd. I efteranalysen kan man då förstå den potentiella skillnaden i resultaten mellan scenarierna och de faktiska mätningarna. Det är även viktigt att mäta den aktuella ljudhastighetsprofilen under tiden mätningarna pågår för att upptäcka och förstå eventuella avvikelser från scenarierna.

Det kan förekomma andra ljudkällor med ljud över 20 kHz under konstruktionsfasen, och om dessa ska ingå behöver även kontrollprogrammet öka frekvensområdet. Dessa ljudkällor kan t.ex. vara positioneringssystem mellan fartyg och undervattensfarkoster (eng. USBL - Ultra-short baseline acoustic positioning system).

Mätningar bör ske på flera ställen för att uppnå de syften som kontrollprogrammet har. För att verifiera eventuella kontrollvärden och ljudutbredningsberäkningar som redovisats i MKB:n kan mätningar göras på minst tre olika ställen längs en transekt, t.ex. 750 m, 1500 m och 3000 m, och i närmaste naturskyddsområde om det är relevant. Hydrofoner bör vara placerade på samma djup som antagits i scenarierna, för att kunna verifiera de beräknade ljudnivåerna med de uppmätta. Det exakta djupet kan dock variera. ISO 18406 (ISO, 2017b) nämner att hydrofonerna ska placeras i den nedre halvan av vattenkolumnen men minst två meter upp från botten. Mätningarna kan med fördel göras på flera djup för att fånga variationer i ljudhastighetsprofilen, speciellt när ljudhastighetsprofilen varierar i djupled. Både de danska och tyska riktlinjerna

nämner att mätningarna ska ske i den nedre halvan av vattenkolumnen (Danish Energy Agency, 2023; Müller och Zerbs, 2011).

Mätningar bör ske både före, under och efter pålningsarbetet. Huruvida varje installation av monopilefundament ska mätas bestäms av villkoret i tillståndet. Det finns tekniska system på marknaden för både realtidsövervakning och batteridrivna system som lagrar data lokalt för en efteranalys. Vidare kan även en mätning göras av konstruktions- och servicefartygens bullerbidrag till bakgrundsljudnivån om det bedöms relevant, samt andra ljudkällor som nämndes tidigare. Vid mätningar på långa avstånd och i bullriga miljöer, som t.ex. nära en farled, kan pålningsbullret vara svårt att registrera. Detta är något som kan planeras in i kontrollprogrammet efter att resultaten erhålls från mätningarna som utförts innan pålningsarbetet har påbörjats. Då kan avstånden justeras vid behov.

Förutom ljudtrycket kan även mätningar av partikelrörelserna i vattnet och vibrationerna i havsbotten vara nödvändiga framöver, särskilt med de större fundamenten som planeras att användas. Det saknas i stort sett helt data från pålning av denna fundamentsstorlek. Därför behövs det i dagsläget fler mätningar för att utreda potentiella effekter. Även om det saknas standarder för dessa mätningar finns vissa rekommendationer, t.ex. för mätningar av partikelrörelser i vatten (Nedelec et al., 2021).

5.2 Kontrollmetod

Det ska finnas en mätmetod i kontrollprogrammet för att dokumentera efterlevnaden av de villkor som förekommer i tillståndet. Denna metod bör vara enkel att genomföra och ta hänsyn till en arts specifika hörselförmåga och sannolika reaktion på höga ljud. Som en kompromiss mellan de tyska och danska riktlinjerna föreslår denna rapport att man ska ha kontrollmätningar av ljudexponeringsnivån SEL_{ss} på 750 meter enligt ISO 18406 (ISO, 2017b), med auditiv frekvensvägning, för att kontrollera om förutsättningarna för att undvika PTS eller TTS hos de marina djuren är uppfyllda. Metoden går ut på att tillhandahålla ett, ur mätsynpunkt, enklare sätt att kontrollera att tröskelvärdet ej överskrids vid pålning. Metoden förutsätter att underlaget som tagits fram i bullerutredningen gällande kopplingen mellan den stationära mätpunkten och de flyende djuren även initialt kan antas i kontrollprogrammet. Överskrids inte kontrollvärdena så överskrids sannolikt heller inte tröskelvärdet. Under kontrollprogrammet verifieras även ljudutbredningsberäkningarna med hjälp av flera mätningar på olika avstånd (utöver 750 m) vid pålningen av det första fundamentet, och antagandena om den stationära mätpunktens koppling till de flyende djuren uppdateras därefter.

Det är viktigt att alla parametrar som antas i scenariot finns dokumenterat, se tabell 13. I kontrollprogrammet kan sedan scenariot kontrolleras mot mätningar. Hela metoden som föreslås listas i nedanstående punkter, och illustreras i figur 27. Här är metoden tillämpad på tumlare, men kan även anpassas för andra arter.

1. I bullerutredningen i MKB:n görs en modellering av mottagen $SEL_{ss,VHF}$ för en simmande tumlare för ett specifikt pålningsscenario med en antagen ljudutbredning, se streckad linje i figur 27. Resultatet räknas sedan om till ett $SEL_{cum,VHF}$, punkt-streckad linje i figur 27, som jämförs med det satta tröskelvärdet, för i det här fallet TTS för tumlare.

2. Givet att tröskelvärde för $SEL_{cum,VHF}$ är uppnått, görs en beräkning för $SEL_{ss,VHF}$ vid en stationär punkt vid ett avstånd av 750 m från fundamentet, för det specifika pålningsscenariot, heldragen linje figur 27. Dessa värden kallas för kontrollvärden och om den faktiska pålningen håller sig under dessa värden kommer tröskelvärde sannolikt inte att överskridas.
3. I kontrollprogrammet mäts och beräknas $SEL_{ss,VHF}$ vid en stationär punkt vid ett avstånd av 750 m från fundamentet. Dessa värden kallas för mätvärden och jämförs sedan med de beräknade kontrollvärdena.
4. Kontrollvärdena kan uppdateras efter att mätningar av den faktiska ljudutbredningen i området har gjorts. Detta är för att syftet med kontrollvärdena är att spegla att tröskelvärde för ett flyende djur inte överskrids.

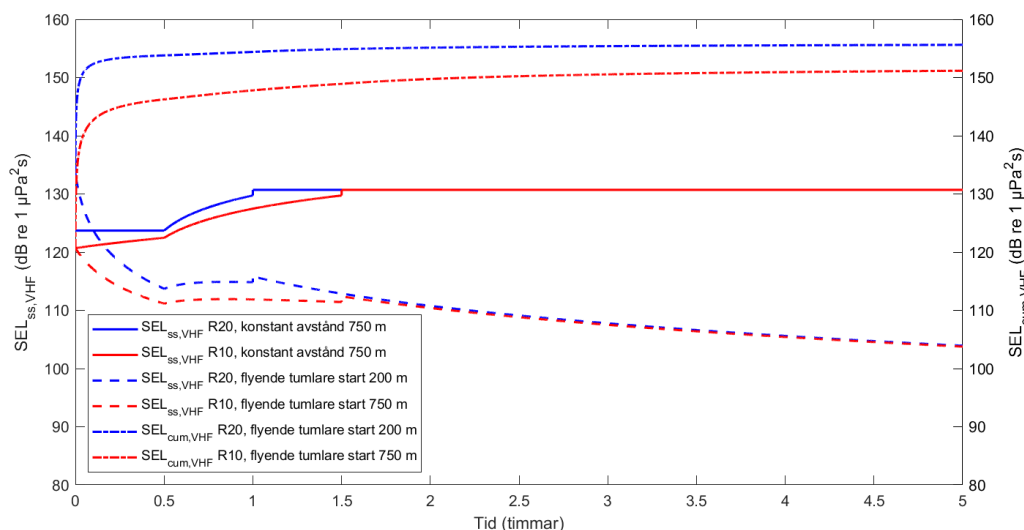
Kontrollvärdena ska inte förväxlas med tröskelvärden för påverkan, då kontrollvärdena inte tar hänsyn till biologiska aspekter utan är kopplade till det scenario med ett flyende djur som man antagit. Eftersom det är omöjligt att veta exakt vilken ljudnivå djuret utsätts för, är detta en kompromiss. I Danmark sker valideringen av samma scenarion genom att man mäter ljudutbredningen vid pålningen på ett antal punkter längs en transekt, vilket inkluderar 750 m för att, likt denna metod, beräkna $SEL_{cum,VHF}$. Vid omräkningen tas hänsyn till både geometrisk dämpning (med t.ex. $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$) och auditiv frekvensvägning för respektive djurart.

Tabell 13. Parametrar som används för kontrollmetoden i detta exempel.

Parameter	Data
Fundament	Ø 15 m, monopile av stål
Slagenergi	Max 5000 kJ
Källstyrka	$L_{S,E} = 228 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$
Dämpning	20 dB (bredbandig)
Mjukstart	R10/R20
Ljudutbredning	$PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$
Djur	Tumlare
Startavstånd	200/750 m
Simhastighet	1,5 m/s
Auditiv frekvensvägning	VHF
Tröskelvärde TTS	140 $SEL_{cum,VHF}$ dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$
Kontrollvärde 750 m	$SEL_{ss,VHF}$ dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$

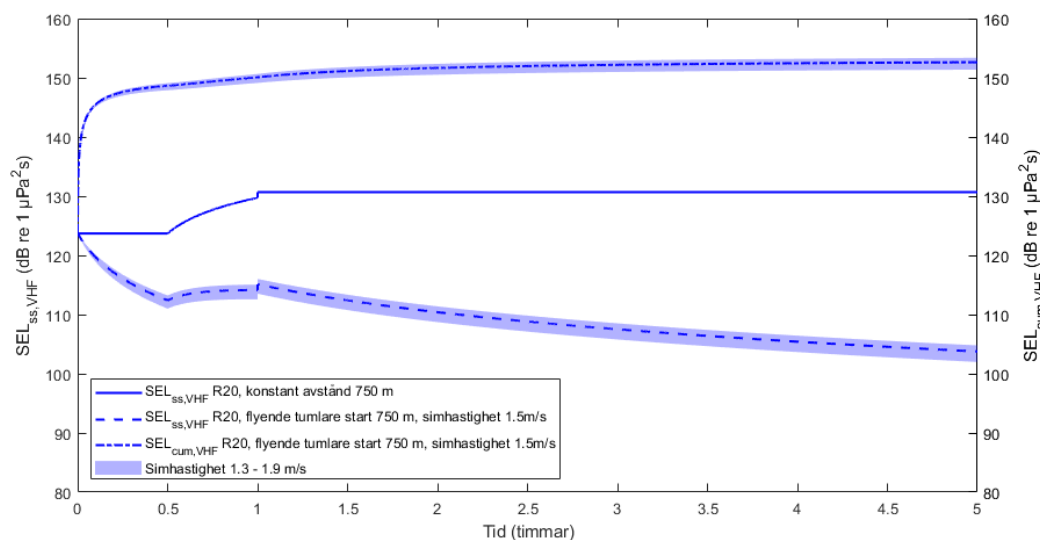
Beräkningarna avser pålning av ett fundament med 15 meters diameter, med en källstyrka på 228 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$. Ett dubbelt dämpningssystem som antas ge 20 dB reduktion för samtliga frekvenser är inkluderat, vilket ger ett $SEL_{cum,VHF}$ 151 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ för scenario R10 och 156 re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ för R20. För att inte överskrida dessa nivåer ska mätvärdena inte överskrida kontrollvärdena $SEL_{ss,VHF}$ vid konstant avstånd 750 m, som anges av heldragna linjer.

Exemplet gäller för tumlare, men som resultatet visar så överskrids tröskelvärde för TTS. Med det i åtanke visar ändå exemplet på hur metoden kan fungera.



Figur 27. Scenarier för kontroll av tröskelvärde i $SEL_{cum,VHF}$ genom kontrollvärdena $SEL_{ss,VHF}$ vid 750 m kopplat till en flyende tumlare för att inte få TTS för scenario R10 och R20 med dubbelt dämpningssystem. Ljudutbredningen är beräknad med enkel lag, $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$. Alla parametrar är beskrivna i Tabell 13. Notera de dubbla axlarna där $SEL_{ss,VHF}$ kurvorna är relaterade till den vänstra skalan och $SEL_{cum,VHF}$ till den högra.

Om man använder sig av R20 scenariot och med ett startavstånd på 750 m men varierar tumlarens simhastighet mellan 1,3-1,9 m/s, resulterar detta i en variation av mottagen $SEL_{ss,VHF}$ på ca 3 dB och för $SEL_{cum,VHF}$ på ca 2 dB vid tiden fem timmar (figur 28). Kontrollvärdena blir detsamma.



Figur 28. Scenarier för kontroll av tröskelvärde i $SEL_{cum,VHF}$ genom kontrollvärdena $SEL_{ss,VHF}$ vid 750 m kopplat till en flyende tumlare med varierad simhastighet för att inte få TTS för scenario R20 med dubbelt dämpningssystem. Ljudutbredningen är beräknad med enkel lag, $PL=17\log_{10}(r)+0,01*r/1000$. Alla parametrar är beskrivna i tabell 13. Notera de dubbla axlarna där $SEL_{ss,VHF}$ kurvorna är relaterade till den vänstra skalan och $SEL_{cum,VHF}$ till den högra.

Mätdata kan även presenteras i SPL_{125ms} och $L_{p,pk}$ med auditiv frekvensvägning på olika avstånd om man använder tröskelvärden för beteendereaktioner för marina däggdjur respektive fisk. Just $L_{p,pk}$ -värdet kan vara svårt att beräkna från mätdata på flera kilometers avstånd p.g.a. ljudutbredningen.

5.3 Biologiska studier

Det finns stora kunskapsluckor när det gäller påverkan på marina djur, och då framförallt fisk och ryggradslösa djur, vilket beskrivs i kapitel 3. Framtida kontrollprogram kan innehålla biologiska studier för svenska förhållanden och för svenska arter för att minska osäkerheterna i de tröskelvärden som redovisats i denna rapport. Rapporten nämner i tidigare kapitel flera exempel på hur dessa studier skulle kunna genomföras.

5.4 Utvärdering av bullerdämpande åtgärderna

Det pågår en ständig teknikutveckling när det gäller bullerdämpande åtgärder. I avsnitt 2.4 beskrivs de tekniker som använts flest gånger i samband med pålningar av havsbaserad vindkraft. För att utvärdera dessa teknikers dämpande effekt kan fler mätningar behöva genomföras. Idag görs detta regelbundet i Tyskland men inte i Danmark. Det som är kontroversiellt är att fundamenten vid dessa tillfällen pålas helt utan dämpning eller en kombination av olika dämpningstekniker (Bellmann et al., 2020). Vid dessa tillfällen används operationella åtgärder, som t.ex. akustiska skrämmor, för att minska risken för hörselskador på tumlare.

5.5 Data och uppföljning

Nationellt bör en strategi tas fram för hur data från ett kontrollprogram ska rapporteras och hanteras. Vidare behöver det vara tydligt hur mätdata från kontrollprogrammen kan och ska lagras, och om data ska vara öppen för alla, för myndigheter, forskare eller bara för företaget. Då Sverige inte haft någon konstruktion av havsbaserad vindkraft på många år, finns det ett stort kunskapsbehov av relevant data på bullernivåer från pålning av större fundament.

Vidare behöver det vara tydligt vad som ska ske ifall ett villkor överskrids, antingen vid realtidsmätningar eller om det noteras vid efteranalysen. Att avbryta en pågående pålning för att ett eller ett par slag hamnar över tröskelvärdet kan innebära stora tekniska risker och konsekvenser för verksamheten.

6 Summering av slutsatser

Rapporten lyfter fram att det saknas nationella och internationella riktlinjer för hur en bullerutredning i en miljökonsekvensbeskrivning bör utformas för påkning av monopilefundament vid havsbaserad vindkraft, samt tröskelvärden för skadlig påverkan på marina djur. Riktlinjer från t.ex. Danmark och Tyskland, som idag förekommer i svenska tillståndsprocesser, skiljer sig avsevärt åt när det gäller tröskelvärden och kontrollprogram. Det är viktigt att nationella riktlinjer tas fram samt att tröskelvärden för påverkan fastställs. Detta skulle bidra till enhetliga MKB-underlag, underlätta granskning och säkerställa att tröskelvärden inte överskrids. På så vis kan ett kontrollprogram utformas och genomföras på ett för Sverige korrekt sätt för att validera modellberäkningar och antaganden som gjorts i MKB:n, vilket i förlängningen skyddar det marina livet.

Forskningen utvecklas kontinuerligt och modelleringsmetoder, dataunderlag samt tröskelvärden för olika miljöpåverkan som presenterats i denna rapport kan komma att uppdateras när mer data finns tillgänglig. Det kan t.ex. komma från kontrollprogram från svenska vindkraftsparker.

För svensk del skulle ett helhetsgrepp på tillståndsprocessen och kontrollprogrammen vara fördelaktigt, så att likvärdiga förutsättningar gäller för alla projekt. Detta skulle även minska risken för att olika tillståndsmyndigheter har egna varianter av kontrollprogram och rapportering av data.

6.1 Riktlinjer i Tyskland och Danmark

Sedan 2011 har Tyskland haft riktlinjer och tröskelvärden som anger vid vilken nivå tumlare riskerar en temporär tröskelförskjutning (eng. Temporary Threshold Shift, TTS). Här specificeras att ljudnivån $L_{p, pk}$ 190 dB re 1 μ Pa och/eller $SEL_{ss, 05}$ 160 dB re 1 μ Pa²s inte får överskridas vid 750 meters avstånd från ljudkällan.

Dessa tröskelvärden kan anses restriktiva då ingen hänsyn tas till att tumlaren hör ganska dåligt vid frekvenser under 1 kHz, där påkningsbullret har det mesta av sin energi. Fördelen är att metoden underlättar modellering av sannolik ljudnivå vid 750 m utifrån ett antal parametrar, samt klargör vilka dämpningstekniker man kommer att behöva ha för att sannolikt klara tröskelvärdet för TTS hos tumlare. Tröskelvärdet ska verifieras i ett kontrollprogram, eftersom mätningar vid 750 m visar om de fastställda tröskelvärdena överskrids eller inte. Mätningar av ljud ska göras i frekvensbandet 10 Hz - 20 kHz. Tyskland har även en begränsning i hur lång tid en påkning får pågå. För monopilefundament är det 180 min, och för de mindre pinnpiles för fackverksfundament är det 140 min.

År 2022 fastställde Danmark riktlinjer (en uppdatering kom 2023) som kräver en akustisk modellering för olika scenarier, där man beräknar vid vilket avstånd en simmande tumlare riskerar en permanent tröskelförskjutning (eng. Permanent Threshold Shift, PTS). Dessutom beräknas avståndet för TTS och beteendereaktioner, men det är PTS-avståndet som används i villkoret. Denna metod skiljer sig från den tyska genom att den antar att tumlaren börjar simma på ett visst startavstånd, för närvarande 200 m, och rör sig bort från ljudkällan i en rak linje med en konstant hastighet på 1,5 m/s. Dessutom frekvensvägs tröskelvärdet i denna metod efter tumlarens hörselkänslighet, istället för att baseras på ett ovägt värde enligt den tyska metoden. Verifiering av den akustiska

modellens beräkningar sker i ett kontrollprogram, där mätningar av pålningsljudet görs på flera avstånd. Mätningar av ljud ska där göras i frekvensbandet 12,5 Hz till 80 kHz.

I Danmark finns även tröskelvärden för säl, men varken Danmark eller Tyskland tar upp tröskelvärden för fisk. Detta görs dock regelbundet i MKB:er i bl.a. Storbritannien och USA.

6.2 Pålning som ljudkälla

För att påla ner ett vindkraftsfundament i havsbotten används vanligtvis en stor hammare. Den slagenergi som hammaren träffar fundamentet med kommer fortplantas ner genom fundament och till viss del stråla ut i vattnet i form av ljud. Vilken ljudnivå det blir bestäms av fundamentets typ, material och storlek, hammartyp, slagenergi, slagfrekvens och bottenens densitet.

Idag finns det en stor mängd mätningar av ljud från pålning av monopilefundament med upp till ca 9 m i diameter. Dessa visar på en variation av uppmätt ljudnivå på minst ± 5 dB för fundament av samma diameter. För att uppskatta vad ljudnivån blir från fundament med 12-15 m diameter, som förekommer i MKB:er idag, extrapolerar man från mätdata. Det är viktigt att beräkningar av osäkerheterna kring denna extrapolering presenteras i tabeller eller figurer för de scenarier som tas fram i en bullerutredning i en MKB.

Ljudet från pålning innehåller olika mycket energi på olika frekvenser med den huvudsakliga energin under 200 Hz, men det finns även energi upp till ett par kHz. När data på ljudnivån för en ljudkälla presenteras måste frekvensbandet, som denna ljudnivå gäller för, skrivas ut.

6.3 Enheter

För att göra akustiska beräkningar och mätningar jämförbara kan ISO 18405 (ISO, 2017a) och ISO 18406 (ISO, 2017b) följas.

Nationella riktlinjer och vetenskapliga studier använder sig av olika enheter kopplat till viss påverkan på marina djur och dessa är viktiga att hålla isär. För hörselpåverkan används vanligtvis ljudexponeringsnivån för ett enkelslag SEL_{ss} , eller för en hel pålningsserie SEL_{cum} (vanligtvis över 24 tim) med enheten dB re 1 μPa^2s . För beteendepåverkan används ofta ljudtrycksnivå SPL med enheten dB re 1 μPa . I båda fallen är det viktigt att ange för vilken del eller tid av pålningspulsen som nivån beräknas över. För marina däggdjur används ofta 125 ms vid beräkningar av ljudnivån för riskavstånd för beteendepåverkan och benämns då SPL_{125ms} . För fisk används vanligtvis $L_{p,pk}$. I vissa fall, när integrationstiden är densamma, kan ovan beskrivna enheter räknas om, som till exempel blir SPL med en integrationstid på 125 ms $SEL_{ss} = SPL_{125ms} - 9$ dB.

För att kunna anpassa dämpningstekniker, få relevanta tröskelvärden och beräkna riskavstånd, kan källmodellen för pålningsljud frekvensvägas. Detta betyder att delar av de frekvensspektra där ett specifikt djur hör bättre kommer väga in mer och där de hör sämre väga in mindre. Beräkningar av riskavstånd kan få väldigt olika resultat beroende på om auditiv frekvensvägning appliceras eller inte. Som det nämndes ovan så använder Danmark frekvensvägda tröskelvärden för tumlare medan Tyskland inte gör det.

I rapporten föreslås att auditiv frekvensvägning appliceras när det för arten finns data med tillräckligt stöd för att göra det.

6.4 Ljudutbredning

Ljudhastigheten och ljuddämpningen i vattnet är starkt beroende av miljöparametrar som salthalt och temperatur. Ljuddämpningen (ljudabsorptionen) påverkas främst av salthalten. Då både salthalt och temperatur kan variera under året och i vattenkolumnen, kan ljudutbredningsförhållandena skilja sig väsentligt åt, vilket resulterar i olika stora ljudutbredningsförluster. Havsbottens hårdhet och djupvariation spelar även mycket stor roll för hur mycket botten dämpar ljudet då t.ex. lera dämpar ljudet mer än en hård botten som reflekterar tillbaka ljudet mer till vattnet.

Akustiska scenarier används för att bestämma riskavstånd för påverkan på marina djur och i dessa kan platsspecifika modelleringar med noga val av antagna parametrar genomföras, även om enkel lag kan ge en fingervisning av riskavstånden i ett tidigt skede av arbetet. Det finns flera olika modelleringsmetoder som fungerar olika bra vid olika frekvenser och dessa metoder är helt beroende av vilka miljöparametrar som används. Därför måste alla relevanta miljöparametrar som används i bullerutredningen finnas beskrivna i MKB:n. För att underlätta granskning av resultaten och dess rimlighet kan de s.k. cylindriska och sfäriska utbredningskurvorna inkluderas, även om mer sofistikerade beräkningsverktyg används.

Osäkerheten i ljudutbredningsberäkningar ökar med avståndet (kilometer), och om man har ett tröskelvärde avseende på ljudnivå på ett långt avstånd blir även den osäkerheten stor. Ljudnivå i vattenvolymen kan även variera i djupled och därför är det viktigt att max- respektive minvärde kompletteras med lämplig statistik som t.ex. 20-, 50- och 80-percentilerna.

6.5 Tröskelvärde

Det finns olika tröskelvärden för hörsel-, beteendepåverkan och fysiologisk skada på marina djur. Dessa kommer alla från studier där man försökt bestämma vid vilken ljudnivå som en påverkan sker. Dock finns det ganska stora individuella skillnader, både inom och mellan arter för vilken ljudnivå som ger en viss påverkan, och det går inte alltid att extrapolera från en art till en annan.

För hörselpåverkan, som TTS och PTS, finns det relativt många studier på tumlare och säl som ger sannolika nivåer, men betydligt färre på fisk. Detta medför stora osäkerheter kring relevansen av ett tröskelvärde för TTS hos fisk, eftersom det kan leda till en överreglering.

För beteendepåverkansstudier som görs i det vilda, är kunskapsunderlaget lågt men exempel för däggdjur finns. För fisk finns det få studier per art och att gruppera ihop alla till en grupp "fisk" medför stora variationer i ljudnivåer vid vilken dessa reagerar. För fisk spelar det sannolikt stor roll var de lever, i vattenvolymen eller vid havsbotten, för hur de reagerar på ett ljud. I en bullerutredning bör studier för den aktuella arten beaktas och tröskelvärden relevanta för denna art användas. Man bör dock undvika att använda ljudnivåer

där det i studierna endast noterats mindre reaktioner till ljudet, då dessa reaktioner sannolikt inte har samma effekt på populationsnivå.

Det är viktigt att både scenarier och studier som undersöker påverkan tillämpar auditiv frekvensvägning på ljudnivåerna för att de ska bli representativa. Idag är det vanligt att det görs för tumlare och säl, men mer sällan för fisk. Denna rapport demonstrerar hur detta kan göras för torsk så att scenarier kan göras lika för alla djurgrupper.

6.6 Scenarier

Bullerutredningen kan innehålla ett antal scenarier, där den potentiella påverkan från pålningsbuller på marina djur presenteras och på vilket avstånd denna påverkan kan ske. Det kan vara separata scenarier för beteendepåverkan, hörselpåverkan och fysiologisk skada då det är olika enheter som används och beror på vilken art som studeras.

Vid redovisningen av scenarierna måste alla parametrar som är nödvändiga för att förstå och verifiera beräkningarna finnas med. Vidare kan underlaget vara tydligt med vilka osäkerheter som finns och vilka parametrar som ger upphov till dessa osäkerheter. Resultaten kan med fördel vara presenterade på ett sådant sätt, och med rätt enheter enligt ISO 18406 (ISO, 2017b), att de kan jämföras med andra studier.

6.7 Uppdaterad detaljerad modell

Efter att ett tillstånd har erhållits, men strax innan konstruktionen påbörjas, bör bullerutredningen kompletteras med en detaljerad modellering när alla parametrar (se avsnitt 4.1) är kända. Detta bör göras för att kunna visa att de fastställda villkoren fortsatt kan uppfyllas med den teknik och de metoder som ska användas.

6.8 Kontrollprogram

Kontrollprogram kan ha flera olika syften som att dokumentera efterlevnaden av de villkor som förekommer i tillståndet eller att verifiera de modellberäkningar som gjordes i MKB:n och då främst den lokala ljudutbredningen och bakgrundsljudnivån. Kontrollprogrammet kan även bidra med kunskap om hur effektiva de bullerdämpande åtgärderna är och hur pålningsbullret påverkar marina djur.

Kontrollprogrammet ska vara utformat så att det kan verifiera de scenarier som görs i en MKB. Det handlar t.ex. om att ha relevanta mätpunkter och mättdjup för de modellberäkningar som gjorts liksom att mäta i viktiga områden där djur riskerar att utsättas för höga ljudnivåer. Det kan vara bra att konstruktören finns med i dialogen om både dämpningstekniker och kontrollprogram för att diskutera vad som är tekniskt möjligt.

Det behöver vara tydligt vad som ska ske om ett villkor överskrids, antingen vid realtidsmätningar eller om det noteras i ett senare skede av kontrollprogrammet. Att avbryta en pågående pålning för att ett eller ett par pålningsslag hamnar över tröskelvärdet (om t.ex. SEL_{ss}-nivån används som tröskelvärde), kan innebära stora tekniska risker och konsekvenser för verksamheten.

Om man kräver mätningar och rapporteringar till tillståndsmyndigheten i realtid måste det finnas en strategi för hur data från ett kontrollprogram ska rapporteras och hanteras. Vidare behöver det vara tydligt hur mätdata från kontrollprogrammen kan och ska lagras och om data ska vara öppen för alla, för myndigheter, forskare eller bara för vindkraftsbolagen.

Det är lämpligt att ansvariga myndigheter utreder huruvida det ska vara tillåtet att kunna utvärdera dämpningstekniker under pågående pålning, dvs. påla med eller utan olika tekniker aktiva, vilket genererar mycket höga ljudnivåer under kort tid.

7 Referenser

- Aarts, G., Brasseur, S., Kirkwood, R., 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving (Research report No. C006/18). Wageningen Marine Research, Den Helder. <https://doi.org/10.18174/466039>
- Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, L., 2016. Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning RAPPORT 6723, Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/4ac266/globalassets/media/publikationer-pdf/6700/978-91-620-6723-6.pdf>
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G., Thompson, P.M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. Marine Pollution Bulletin 60, 888–897. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.003>
- Bellmann, M.A., May, A., Gerlach, S., Remmers, P., 2023. Influencing Parameters on Impact Pile-Driving and Noise Mitigation Measures, in: The Effects of Noise on Aquatic Life. Springer International Publishing, pp. 1–12. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_13-1
- Bellmann, M.A., May, A., Wendth, T., Gerlach, S., Remmers, P., Brinckmann, J., 2020. Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Supported by the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)), FKZ UM16 881500. Commissioned and managed by the Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)), Order No. 10036866. Edited by the itap GmbH, Oldenburg. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Bellmann-et-al-2020.pdf>
- Benhemma-Le Gall, A., Thompson, P., Merchant, N., Graham, I., 2023. Vessel noise prior to pile driving at offshore windfarm sites deters harbour porpoises from potential injury zones. Environmental Impact Assessment Review 103. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107271>
- Bergström, L., Öhman, M.C., Berkström, C., Isaeus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Sandman, A.N., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H., Wahlberg, M., 2022. Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. En syntesrapport om kunskapsläget 2021. (No. 7049). Naturvårdsverket, Stockholm. https://www.naturvardsverket.se/4ad472/globalassets/media/publikationer-pdf/7000/978-91-620-7049-6_b.pdf
- Campbell, J., Shafiei Sabet, S., Slabbekoorn, H., 2019. Particle motion and sound pressure in fish tanks: A behavioural exploration of acoustic sensitivity in the zebrafish. Behavioural Processes 164, 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2019.04.001>
- Carlström, J., Carlén, I., Dähne, M., Hammond, P.S., Sven Koschinski, Kylie Owen, Signe Sveegaard, Tiedemann, R., 2023. *Phocoena phocoena* Baltic Sea subpopulation. <https://www.iucnredlist.org/species/17031/50370773> <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T17031A50370773.en>
- Carroll, A.G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., Bruce, B., 2017. A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish &

- invertebrates. *Marine Pollution Bulletin* 114, 9–24.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.038>
- Casper, B.M., Smith, M.E., Halvorsen, M.B., Sun, H., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2013. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology* 166, 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.07.008>
- Chapman, C.J., Hawkins, A.D., 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Comparative Physiology* 85, 147–167.
<https://doi.org/10.1007/BF00696473>
- Danish Energy Agency, 2023. Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles (No. Revision 1). Danish Ministry of Energy, Copenhagen. <https://ens.dk/media/2508/download>
- Davidson, J.G., Dong, H., Linné, M., Andersson, M.H., Piper, A., Prystay, T.S., Hvam, E.B., Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Cooke, S.J., Sjørsen, A.D., Rønning, L., Netland, T.C., Hawkins, A.D., 2019. Effects of sound exposure from a seismic airgun on heart rate, acceleration and depth use in free-swimming Atlantic cod and saithe. *Conservation Physiology* 7, 1–19. <https://doi.org/10.1093/conphys/coz020>
- De Jong, C.A.F., Ainslie, M.A., Blacqui re, G., 2011. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part II: procedures for measuring underwater noise in connection with offshore wind farm licensing (TNO report No. 2011 C251). TNO, Den Haag.
<https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/TNO-Report-2011.pdf>
- Faulkner, R.C., Farcas, A., Merchant, N.D., 2018. Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *Journal of Applied Ecology* 55, 2531–2536. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13161>
- Federal Maritime and Hydrographic Agency, 2013. Standard Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK4) Status: October 2013 Issued in co-operation with. Federal Maritime and Hydrographic Agency, Hamburg.
https://www.bsh.de/DE/PUBLIKATIONEN/_Anlagen/Downloads/Offshore/Standards/Standard-Investigation-impacts-offshore-wind-turbines-marine-environment_en.pdf?__blob=publicationFile&v=6
- Forland, T.N., Sivle, L.D., De Jong, K., Pedersen, G., Str mme, L., Kutti, T., Durif, C., McQueen, K., Grimsb , E., Wehde, H., 2023. Havforskningsinstituttets r dgivning for menneskeskapt st y i havet kunnskapsgrunnlag, vurderinger og r d for 2024. Havforskningsinstituttet, Trondheim. <https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=77733&40349805>
- German Federal Ministry for the Environment and Nuclear Safety, 2014. Concept for protection of harbour porpoises from noise impact from offshore wind farms in the German North Sea (Schallschutzkonzept). German Federal Ministry for the Environment and Nuclear Safety, Berlin.
https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/AC21_Inf_3.2.2.a_German_Sound_Protection_Concept.pdf
- Havs- och vattenmyndigheten, 2021.  tg rdsprogram f r tumlare - Phocoena phocoena (No. 2021:11). Havs- och vattenmyndigheten, G teborg.
<https://www.havochvatten.se/download/18.764c2cb917a6c5c85b03c106/1625648670494/rapport-2021-atgardsprogram-for-tumlare-v2.pdf>

- Hawkins, A.D., Johnson, C., Popper, A.N., 2020. How to set sound exposure criteria for fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America* 147, 1762–1777. <https://doi.org/10.1121/10.0000907>
- Hawkins, A.D., Roberts, L., Cheesman, S., 2014. Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America* 135, 3101–3116. <https://doi.org/10.1121/1.4870697>
- Heinänen, S., Chudzinska, M.E., Brandt Mortensen, J., Teo, T.Z.E., Rong Utne, K., Doksæter Sivle, L., Thomsen, F., 2018. Integrated modelling of Atlantic mackerel distribution patterns and movements: A template for dynamic impact assessments. *Ecological Modelling* 387, 118–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.08.010>
- HELCOM, 2019. Noise Sensitivity of Animals in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* 167, 3–73, HELCOM, Helsingfors. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/12/BSEP167.pdf>
- Hemery, L.G., Garavelli, L., Copping, A.E., Farr, H., Jones, K., Baker-Horne, N., Kregting, L., McGarry, L.P., Sparling, C., Verling, E., 2024. Animal displacement from marine energy development: Mechanisms and consequences. *Science of the Total Environment* 917. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170390>
- Holdman, A.K., Tregenza, N., Van Parijs, S.M., DeAngelis, A.I., 2023. Acoustic ecology of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) between two U.S. offshore wind energy areas. *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad150>
- Hubert, J., Demuyndck, J.M., Rimmelzwaal, M.R., Muñiz, C., Debusschere, E., Berges, B., Slabbekoorn, H., 2024. An experimental sound exposure study at sea: No spatial deterrence of free-ranging pelagic fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 155, 1151–1161. <https://doi.org/10.1121/10.0024720>
- ISO, 2017a. 18405:2017 Underwater acoustics - terminology. International Organization for Standardization.
- ISO, 2017b. 18406:2017 Underwater acoustics — Measurement of radiated underwater sound from percussive pile driving. International Organization for Standardization.
- Jézéquel, Y., Cones, S.F., Jensen, F.H., Brewer, H., Collins, J., Mooney, T.A., 2023. Impacts of Substrate-Borne Vibrations from Pile Driving in a Benthic Marine Invertebrate, in: Popper, A.N., Sisneros, J., Hawkins, A.D., Thomsen, F. (Eds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–7. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_72-1
- Juretzek, C., Schmidt, B., Boethling, M., 2021. Turning scientific knowledge into regulation: Effective measures for noise mitigation of pile driving. *Journal of Marine Science and Engineering* 9. <https://doi.org/10.3390/jmse9080819>
- Kastelein, R.A., Gransier, R., Hoek, L., Rambags, M., 2013. Hearing frequency thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by a continuous 1.5 kHz tone. *The Journal of the Acoustical Society of America* 134, 2286–2292. <https://doi.org/10.1121/1.4816405>
- Kim, B., Jin, G., Byeon, Y., Park, S.Y., Lee, C., Lee, J., Noh, J., Khim, J.S., 2024. Pile driving noise impacts behavioral patterns of important East Asian juvenile marine fishes. *Marine Pollution Bulletin* 207. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116893>

- Kok, A.C.M., Bruil, L., Berges, B., Sakinan, S., Debusschere, E., Reubens, J., de Haan, D., Norro, A., Slabbekoorn, H., 2021. An echosounder view on the potential effects of impulsive noise pollution on pelagic fish around windfarms in the North Sea. *Environmental Pollution* 290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118063>
- Koschinski, S., Lüdemann, K., 2020. Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines Technical options for complying with noise limits. Federal Agency for Nature Conservation.
- Koschinski, S., Owen, K., Lehnert, K., Kamińska, K., 2024. Current species protection does not serve its porpoise—Knowledge gaps on the impact of pressures on the Critically Endangered Baltic Proper harbour porpoise population, and future recommendations for its protection. *Ecology and Evolution* 14. <https://doi.org/10.1002/ece3.70156>
- Lara, R.A., Vasconcelos, R.O., 2021. Impact of noise on development, physiological stress and behavioural patterns in larval zebrafish. *Scientific Reports* 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85296-1>
- Lucke, K., MacGillivray, A.O., Halvorsen, M.B., Ainslie, M.A., Zeddies, D.G., Sisneros, J.A., 2024. Recommendations on bioacoustical metrics relevant for regulating exposure to anthropogenic underwater sound. *The Journal of the Acoustical Society of America* 156, 2508–2526. <https://doi.org/10.1121/10.0028586>
- Matei, M., Chudzińska, M., Remmers, P., Bellman, M., Darias-O'Hara, A.K., Verfuss, U., Wood, J., Hardy, N., Wilder, F., Booth, C., 2024. Range dependent nature of impulsive noise (RaDIN) ORJIP Offshore Wind. SMRU Consulting and itap, London. <https://www.carbontrust.com/our-work-and-impact/guides-reports-and-tools/orjip-range-dependent-nature-of-impulsive-noise-radin#:~:text=The%20RaDIN%20project%20investigated%20how,mam mals%20during%20noise%20impact%20assessments.>
- McGarry, T., Silva, D., Mendes, R., Stephenson, A., Wilson, S.&, 2022. Evidence base for application of Acoustic Deterrent Devices (ADDs) as marine mammal mitigation (Version 4) (JNCC Report No. 615). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. <https://hub.jncc.gov.uk/assets/e2d08d7a-998b-4814-a0ae-4edf5d887a02>
- McQueen, K., Meager, J.J., Nyqvist, D., Skjæraasen, J.E., Olsen, E.M., Karlsen, Ø., Kvadsheim, P.H., Handegard, N.O., Forland, T.N., Sivle, L.D., 2022. Spawning Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed to noise from seismic airguns do not abandon their spawning site. *ICES Journal of Marine Science* 79. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac203>
- McQueen, K., Sivle, L.D., Forland, T.N., Meager, J.J., Skjæraasen, J.E., Olsen, E.M., Karlsen, Ø., Kvadsheim, P.H., de Jong, K., 2024. Continuous sound from a marine vibrator causes behavioural responses of free-ranging, spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Environmental Pollution* 344. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123322>
- McQueen, K., Skjæraasen, J.E., Nyqvist, D., Olsen, E.M., Karlsen, Meager, J.J., Kvadsheim, P.H., Handegard, N.O., Forland, T.N., de Jong, K., Sivle, L.D., 2023. Behavioural responses of wild, spawning Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) to seismic airgun exposure. *ICES Journal of Marine Science* 80, 1052–1065. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad032>
- Merchant, N.D., Faulkner, R.C., Martinez, R., 2018. Marine Noise Budgets in Practice. *Conservation Letters* 11. <https://doi.org/10.1111/conl.12420>

- Mooney, A., Andersson, M., Stanley, J., 2020. Acoustic Impacts of Offshore Wind Energy on Fishery Resources: An Evolving Source and Varied Effects Across a Wind Farm's Lifetime. *Oceanog* 33, 82–95.
<https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.408>
- Morgan Offshore Wind Ltd., 2024. Morgan Offshore Wind Project: Generation Assets (Environmental Statement No. Volume 3, Annex 3.1: Underwater sound technical report. Document Number: MRCNS-J3303-RPS-10059). Morgan Offshore Wind Ltd.
https://infrastructure.planninginspectorate.gov.uk/wp-content/ipc/uploads/projects/EN010136/EN010136-000163-F3.3.1_Morgan_Gen_ES_Underwater%20sound%20technical%20report.pdf
- Mortensen, L.O., Chudzinska, M.E., Slabbekoorn, H., Thomsen, F., 2021. Agent-based models to investigate sound impact on marine animals: bridging the gap between effects on individual behaviour and population level consequences. *Oikos* 130, 1074–1086. <https://doi.org/10.1111/oik.08078>
- Mueller-Blenke, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigra, P., Wood, D.T., Thomsen, F., 2010. Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. (COWRIE No. Ref: Fish 06-08), London.
https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Mueller-Benkle_et_al_2010.pdf
- Müller, A., Zerbs, C., 2011. Offshore wind farms Measuring instruction for underwater sound monitoring Current approach with annotations Application instructions (Report no. No. M88 607/5). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
https://www.bsh.de/DE/PUBLIKATIONEN/_Anlagen/Downloads_Suchausschluss/Offshore/Anlagen-EN/Measuring-instruction-for-underwater-sound-monitoring.pdf?__blob=publicationFile&v=4
- National Marine Fisheries Service, 2024. 2024 Update to: 2 Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on 4 Marine Mammal Hearing (Version 3.0) Underwater and In-Air Criteria for Onset of. NOAA, Silver Spring.
<https://www.federalregister.gov/documents/2024/10/24/2024-24748/2024-updated-guidance-for-assessing-the-effects-of-anthropogenic-sound-on-marine-mammal>
- Nedelec, S.L., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., Sei-Him, C., Halvorsen, M.B., Linné, M., Martin, B., Nöjd, A., Robinson, S.P., Simpson, S.D., Wang, L., Ward, J., 2021. Best Practice Guide for Underwater Particle Motion Measurement for Biological Applications (Technical report by the University of Exeter for the IOGP Marine Sound and Life Joint Industry Programme). University of Exeter for the IOGP Marine Sound and Life Joint Industry Programme Exeter, UK, Exeter.
https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Nedelec_et_al_2021.pdf
- Nedelec, S.L., Simpson, S.D., Morley, E.L., Nedelec, B., Radford, A.N., 2015. Impacts of regular and random noise on the behaviour, growth and development of larval Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1943>

- NOAA Fisheries, 2020. GARFO Acoustics Tool: Analyzing the effects of pile driving in riverine/inshore waters on ESA-listed species in the Greater Atlantic Region [WWW Document]. URL <https://www.fisheries.noaa.gov/new-england-mid-atlantic/consultations/section-7-effects-analysis-acoustics-greater-atlantic-region>
- Öhman, M.C., 2023. Effekter av havsbaserad vindkraft på fisk (No. 7115). Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/4ad591/globalassets/media/publikationer-pdf/7100/978-91-620-7115-8.pdf>
- OSPAR, 2020. OSPAR Inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise, OSPAR, London. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/OSPARCommission.pdf>
- Owen, K., Sköld, M., Carlström, J., 2021. An increase in detection rates of the critically endangered Baltic Proper harbor porpoise in Swedish waters in recent years. *Conservation Science and Practice* 3. <https://doi.org/10.1111/csp2.468>
- Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D.A., Bartol, S., Carlson, T.J., Coombs, S., Ellison, W.T., Gentry, R.L., Halvorsen, M.B., Løkkeborg, S., Rogers, P.H., Southall, B.L., Zeddies, D.G., Tavalga, W.N., 2014. Sound Exposure Guidelines. pp. 33–51. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06659-2_7
- Popper, A.N., Hawkins, A.D., Sisneros, J.A., 2022a. Fish hearing “specialization” – a re-evaluation. *Hearing Research* 425. <https://doi.org/10.1016/j.heares.2021.108393>
- Popper, A.N., Hice-Dunton, L., Jenkins, E., Higgs, D.M., Krebs, J., Mooney, A., Rice, A., Roberts, L., Thomsen, F., Vigness-Raposa, K., Zeddies, D., Williams, K.A., 2022b. Offshore wind energy development: Research priorities for sound and vibration effects on fishes and aquatic invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America* 151, 205–215. <https://doi.org/10.1121/10.0009237>
- Putland, R.L., Mensinger, A.F., 2019. Acoustic deterrents to manage fish populations. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29, 789–807. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09583-x>
- Putland, R.L., Montgomery, J.C., Radford, C.A., 2019. Ecology of fish hearing. *Journal of Fish Biology* 95, 39–52. <https://doi.org/10.1111/jfb.13867>
- Russell, D.J.F., Hastie, G.D., Thompson, D., Janik, V.M., Hammond, P.S., Scott-Hayward, L.A.S., Matthiopoulos, J., Jones, E.L., McConnell, B.J., 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology* 53, 1642–1652. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12678>
- Sigray, P., Andersson, M.H., André, M., Azzellino, A., Borsani, J.F., Castellote, M., Ceyrac, L., Dellong, D., Folegot, T., Hedgeland, D., Juretzek, C., Klauson, A., Leaper, R., Courtois, F.L., Liebschner, A., Maglio, A., Norro, A., Novellino, A., Outinen, O., Popit, A., Prospathopoulos, A., Thomsen, F., Tougaard, J., Vukadin, P., Weilgart, L., 2023. Setting EU threshold values for impulsive underwater sound. European Commission. Joint Research Centre publications Office, LU. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC133477>

- Smith, M.E., Popper, A.N., 2023. Temporary Threshold Shift as a Measure of Anthropogenic Sound Effect on Fishes, in: The Effects of Noise on Aquatic Life. Springer International Publishing, pp. 1–14.
https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_154-1
- Southall, E.B.L., Finneran, J.J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D.R., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P., Tyack, P.L., 2019. Marine mammal noise exposure criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals* 45, 125–232.
<https://doi.org/10.1578/AM.45.2.2019.125>
- Stepien, E.N., Nabe-Nielsen, J., Hansen, K.A., Kristensen, J.H., Blanchet, M.A., Brando, S., Desportes, G., Lockyer, C., Marcenaro, L., Bunschoek, P., Kemper, J., Siebert, U., Olsen, M.T., Wahlberg, M., 2023. Determination of growth, mass, and body mass index of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*): Implications for conservational status assessment of populations. *Global Ecology and Conservation* 42.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02384>
- Tougaard, J., 2021a. Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency (Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. Scientific note no. 225). Aarhus University, Aarhus. <https://dce2.au.dk/pub/TR225.pdf>
- Tougaard, J., 2021b. Thresholds for noise induced hearing loss in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency. (DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. Scientific note no. 28). Aarhus University.
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_28.pdf
- Tougaard, J., Beedholm, K., Madsen, P.T., 2022. Thresholds for noise induced hearing loss in harbor porpoises and phocid seals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 151, 4252–4263.
<https://doi.org/10.1121/10.0011560>
- Tougaard, J., Mikaelson, M., 2024. Underwater noise from pile driving. Subtitle: Comparison of German and Danish regulatory frameworks (Scientific note no. 28). Aarhus University. DCE-Danish Centre for Environment and Energy Category.
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2024/N2024_28.pdf
- Tougaard, J., Wright, A.J., Madsen, P.T., 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90, 196–208.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051>
- van der Knaap, I., Slabbekoorn, H., Moens, T., Van den Eynde, D., Reubens, J., 2022. Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environmental Pollution* 300.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118913>
- van der Knaap, I., Slabbekoorn, H., Winter, H.V., Moens, T., Reubens, J., 2021. Evaluating receiver contributions to acoustic positional telemetry: a case study on Atlantic cod around wind turbines in the North Sea. *Animal Biotelemetry* 9. <https://doi.org/10.1186/s40317-021-00238-y>
- Voß, J., Rose, A., Kosarev, V., Vilela, R., van Opzeeland, I.C., Diederichs, A., 2023. Response of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) to different types

- of acoustic harassment devices and subsequent piling during the construction of offshore wind farms. *Frontiers in Marine Science* 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1128322>
- Waddell, E.E., Širović, A., 2023. Effects of anthropogenic noise and natural soundscape on larval fish behavior in four estuarine species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 154, 863–873. <https://doi.org/10.1121/10.0020581>
- Whyte, K.F., Russell, D.J.F., Sparling, C.E., Binnerts, B., Hastie, G.D., 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *The Journal of the Acoustical Society of America* 147, 3948–3958. <https://doi.org/10.1121/10.0001408>
- Wind Europe, 2021. Offshore Wind in Europe Key trends and statistics 2020. Wind Europe. <https://windeurope.org/intelligence-platform/product/offshore-wind-in-europe-key-trends-and-statistics-2020/>

