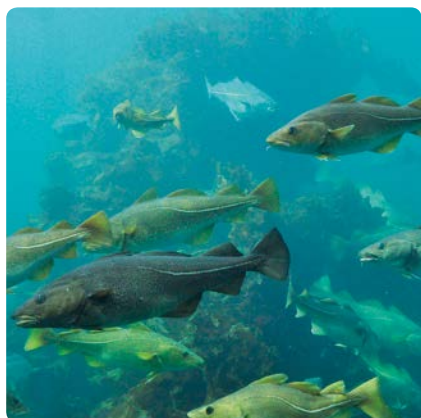


# Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning

MATHIAS H ANDERSSON, SANDRA ANDERSSON, JIMMY AHLSEN, BRODD LEIF ANDERSSON, JONATAN HAMMAR, LEIF KG PERSSON, JÖRGEN PIHL, PETER SIGRAY, ANDREAS WIKSTRÖM

RAPPORT 6723 • AUGUSTI 2016



# Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning

Mathias H Andersson, Brodd Leif Andersson,  
Jörgen Pihl, Leif KG Persson, Peter Sigray  
Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI.

Sandra Andersson, Andreas Wikström, Jimmy Ahlsén, Jonatan Hammar  
Marine Monitoring vid Kristineberg AB.

Denna rapport skall citeras:

Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L.,  
Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A. 2016.

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6723-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2016

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2016

Omslagsfoto: Torsk: Mathias Andersson, FOI. Pålningsfartyg: Markus Linné, FOI.



## Förord

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och förmedla vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö.

Programmets två första etapper 2005–2014 resulterade i ett 30-tal forskningsrapporter samt fyra så kallade syntesarbeten. I syntesrapporterna sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden: människors intressen, fåglar och fladdermöss, marint liv och däggdjur på land. Resultaten har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndsprcesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

I Vindvals tredje etapp, som inleddes 2014 och pågår till 2018, ingår även att förmedla erfarenheter och ny kunskap från parker som är i drift. Resultat från programmet ska också komma till användning i tillsyns- och kontrollprogram samt myndigheters vägledning.

Liksom tidigare ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat.

Den här rapporten har skrivits av Mathias H Andersson, Brodd Leif Andersson, Jörgen Pihl, Leif KG Persson, Peter Sigray – Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI, samt Sandra Andersson, Andreas Wikström, Jimmy Ahlsén, Jonatan Hammar – Marine Monitoring vid Kristineberg AB. Författarna svarar för innehåll, slutsatser och rekommendationer.

Vindval i augusti 2016



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>		3
<b>SAMMANFATTNING</b>		7
<b>SUMMARY</b>		9
<b>ORDLISTA</b>		11
<b>1</b>	<b>BAKGRUND</b>	13
1.1	Ljud i vatten	14
1.2	Studiens syfte och läsanvisning till rapporten	15
<b>2</b>	<b>FÖRSLAG TILL SKADLIGA LJUDNIVÅER AV PÅLNINGSBULLER</b>	16
2.1	Begränsningsvärde	16
2.2	Förslag på ljudnivåer	16
2.2.1	Fisk	17
2.2.2	Fiskägg och larver	19
2.2.3	Tumlare	19
2.3	Metoder för att minska miljöpåverkan från pålningsbuller	20
2.4	Mot en reglering av undervattensbuller	21
2.5	Ljudutbredning från pålning i svenskt vatten	22
2.5.1	Kattegatt	24
2.5.2	Hanöbukten	25
2.5.3	Södra Östersjön	26
2.5.4	Bottenhavet	27
<b>3</b>	<b>PÅLNING SOM LJUDKÄLLA</b>	28
3.1	Anläggningstekniker	28
3.1.1	Slagpålning	29
3.1.2	Vibrationspålning	29
3.1.3	Borrning	30
3.1.4	Hög frekvens – låg energi pålning	30
3.2	Pålning som ljudkälla	31
3.2.1	Källan	31
3.2.2	Faktorer som påverkar utstrålat buller	35
3.2.3	Mått och enheter	35
3.2.4	Uppmätta ljudnivåer	39
3.3	Frekvensviktning	41
3.4	Ljudmätningstandarder	42
<b>4</b>	<b>LJUDUTBREDNING OCH MODELLER</b>	45
4.1	Ljudutbredning i svenska vatten	45
4.2	Ljudutbredningsmodeller	47

4.3	Modellering av pålningsbuller	48
4.3.1	Källan	49
4.3.2	Miljömodellerna i de två exempelområdena	50
4.3.3	Resultat av ljudutbredningssimuleringarna	50
<b>5</b>	<b>LJUDDÄMPNINGSMETODER</b>	<b>56</b>
5.1	Bubbelridåer	56
5.2	Isoleringsrör	58
5.3	Kofferdamm	59
5.4	Hydro Sound Dampers (HSD) och Encapsulated Bubbles	59
5.5	Dämpningssystemens inverkan på ljudnivån på längre avstånd	60
<b>6</b>	<b>PÅLNINGSLJUDETS PÅVERKAN PÅ TUMLARE, TORSK OCH SILL</b>	<b>63</b>
6.1	Inledning	63
6.1.1	Hörseln hos tumlare och fisk	65
6.1.2	Skador från pålningsljud på individnivå	66
6.1.3	Beteendereaktion som svar på pålningsljud	66
6.1.4	Påverkan på populationsnivå från pålningsljud	67
6.2	Studier på fisk (torsk och sill)	68
6.2.1	Hörseln hos torsk och sill	68
6.2.2	Sammanfattning av resultaten	70
6.2.3	Resultat från litteraturstudien på torsk och sill	72
6.2.4	Internationella riktlinjer och studier på andra fiskarter	75
6.3	Fiskägg och larver	78
6.3.1	Effekt av luftkanon	79
6.3.2	Effekt av explosion	81
6.3.3	Effekt av pålningsljud	81
6.4	Tumlare	82
6.4.1	Hörseln hos tumlare	82
6.4.2	Förskjutning av hörtröskel (TS)	84
6.4.3	Beteenderespons	86
6.4.4	Maskering av ekolokaliseringsförmåga	88
<b>7</b>	<b>INTERNATIONELLA RIKTLINJER</b>	<b>89</b>
7.1	Sammanfattning	89
7.2	Riktlinjer	89
7.2.1	Storbritannien	90
7.2.2	Samlad bild från andra länder	91
7.2.3	Irland	92
7.3	Gränsvärden	93
7.3.1	Danmark	93
7.3.2	Tyskland	94
7.3.3	USA	94
7.3.4	Nederländerna	95
<b>8</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>98</b>

# Sammanfattning

Vid byggnation av broar, havsbaserad vindkraft och andra havsbaserade eller strandnära konstruktioner används det oftast någon form av pålningsteknik för att få ner konstruktionen i botten. Detta innebär att ett fundament, balk eller spont hamras eller vibreras ner i botten, vilket kan generera mycket höga ljudnivåer som sprids ut i vattnet och ner i botten. Ljudnivåerna är så höga att marina organismer kan störas, skadas eller till och med dödas.

Idag saknar Sverige fastställda ljudnivåer för när undervattensbuller blir så högt att de kan skada djur i havet. Det saknas därför också vedertagna begränsningsvärden som anger vilka nivåer av undervattensbuller som kan tillåtas för bullrande aktiviteter utan att riskera allvarliga miljöeffekter. Flera länder i Europa har någon form av gränsvärden för när bullernivån under vattnet kan ge upphov till allvarlig miljöpåverkan liksom standarder för hur undervattensbuller skall mätas och rapporteras. Syftet med denna studie var att ta fram ett vetenskapligt underlag rörande ljudet från pålning i havet och dess påverkan på det marina livet. Slutmålet var att utifrån den vetenskapliga information som finns idag ge förslag på ljudnivåer för skador och negativ påverkan som sedan kan användas för att ta fram begränsningsvärden för reglering av undervattensbuller anpassade för svenska vatten och arter. Studien ger ett antal exempel på vilka faktorer som påverkar ljudutbredningen i svenska vatten och hur detta påverkar ett pålningsslags ljudnivå som funktion av avstånd i fyra typområden kring den svenska kusten. Vidare presenteras ingående både tekniska beskrivningar av pålningsaktiviteter, undervattensakustik samt påverkan på marina djur. Denna påverkan (skada och flyktbeteende men ej subtila effekter) demonstreras med hjälp av ett antal typer som tandvalen tumlare (*Phocoena phocoena*) och fiskarterna torsk (*Gadus morhua*) och sill (*Clupea clupea*) samt fiskägg och fisklarver. I denna studie har författarna gått tillbaka till de originalkällor av information som andra länders gränsvärden grundas på, så att rekommendationerna bygger på vetenskapliga nivåer och inte värden som har avrundats eller på annat sätt ändrats.

Studien presenterar ljudnivåer i tre olika enheter då dessa har olika biologisk relevans för påverkan från en pålningsaktivitet. Inga av dessa värden har frekvensviktats för att anpassas för en specifik art då denna metod ännu inte är helt vedertagen. Den första enheten är ljudtrycksnivå  $SPL_{(topp)}$ , d.v.s. det maximala över- eller undertryck som den av pålningsslaget genererade ljudpuls har. Denna enhet har hög relevans för beteendepåverkan. För ljudexponeringsnivå SEL, beräknas ljudnivån över en viss tid och tar då med energin i hela ljudpuls. SEL är den enhet som visats vara bäst relaterad till hörselskador.  $SEL_{(enkel)}$  är värdet för en enkel puls och för det kumulativa  $SEL_{(kum)}$  har antalet pulser under en viss tid summerats.

Litteraturstudien på torsk och sill visar att det i dagsläget inte finns några studier som kan användas för att fastställa en artspecifik ljudnivå för skada men litteraturen visar tydligt på att höga bullernivåer kan påverka torsk och sill negativt. Istället baseras de föreslagna nivåerna i huvudsak på studier på



andra arter som har exponerats för pålningsljud i laboratoriemiljö med stöd av studier från mer storskaliga experiment i tankar och hav. De nivåer då fisk riskerar att dödas eller få allvarliga skador på inre organ är 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$ , 174 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  och 204 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ . Notera att för skada på fisk har det kumulativa värdet högre relevans än enkelvärdet för SEL eftersom studier visar att skador uppkommer efter en viss tids exponering. Nivåerna för påverkan på fiskägg och larver grundas i att inga negativa effekter har observerats vid exponering för ljudtryck från pålning upp till 217 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$ , 187 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  och 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ . Det finns emellertid mycket få studier relaterat till pålningsljud för dessa livsstadier.

För tumlare finns det fler artspecifika studier gjorda relaterat till buller än för torsk och sill. Det är dock endast ett fåtal som kan användas för att bestämma ljudnivåer som leder till skada eller negativ beteendepåverkan. De ljudnivåer som riskerar ge tillfällig hörselnedsättning (TTS) hos tumlare är 194 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$ , 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  och 175 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ . Det är framförallt den kumulativa ljudexponeringsnivån  $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  som har stor betydelse för just TTS, dock hänger detta värde ihop med en specifik tid och antalet pulser vilket kan vara svårt att uppskatta i förväg. Vidare avseende permanent hörselskada (PTS) är ljudnivån 200 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$ , 179 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  och 190 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ . Föreslagna nivåer bör uppdateras när nya relevanta forskningsstudier tillkommer.

## Summary

Impact pile driving is a common technique used during the construction of bridges, offshore wind power and other ocean or waterfront based structures. It is the process where a foundation, beam or pole is hammered or vibrated down into the bottom, which can generate extremely loud noise that propagates throughout the surrounding water and sediment. The noise can reach such high levels that marine animals are at risk of disturbance, tissue damage or even death.

In Sweden, there are currently no established thresholds to specify at what level the underwater noise potentially disturb or injure marine animals. Hence, there is also no restriction for the underwater noise level that is allowed by noise producing activities, to avoid negative impacts. Several countries in Europe have defined guidelines and thresholds for when underwater noise may have severe negative environmental impacts as well as established standards for how underwater noise should be measured, analyzed and reported.

The purpose of this study was to review the scientific literature regarding noise from impact pile driving and its effects on marine life. The goal was to define the noise levels that can cause injury and other negative effects and on this basis, recommend noise levels that could be used for regulating underwater noise for Swedish waters and species. The study presents examples of factors contributing to the sound propagation in Swedish waters and how these influence the noise level from a pile strike ( i.e. sound pulse) as a function of distance at four areas along the Swedish coast. Additionally, a thorough technical description of pile driving activities, basic underwater acoustics and noise effects on marine animals are depicted. These effects (injury and behavioral, e.g. flight, but not subtle effects) are demonstrated on representative species such as the Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), Atlantic cod (*Gadus morhua*), Atlantic herring (*Clupea harengus*) and on fish larvae and eggs. The review looks at the original sources of information that other countries base their guidelines and thresholds on and the recommendations therefore follow the scientifically determined levels rather than subsequently referred values.

The study presents noise levels in three different units, each with different biological relevance to the effects caused by the pile driving activity. None of the noise levels have been frequency weighted for a specific species as this method is not yet fully established. The first unit used is the Sound Pressure Level,  $SPL_{(peak)}$ , which is the maximal over- or underpressure of the generated pressure wave. This unit has a high relevance for behavioral effects. The Sound Exposure Level, SEL, is the calculated energy level over a period of time and expresses the energy of the whole pulse. SEL is the unit best related to hearing impairing effects.  $SEL_{(ss)}$  is the value for a single strike while  $SEL_{(cum)}$  is the cumulated value of a determined number of pulses over a period of time.

The review revealed that for Atlantic cod and Atlantic herring there are currently no studies that can be used to determine a species specific threshold value for injury, but studies show that loud noise can affect both species negatively. Because of this, the recommended noise levels for injury are based mainly on studies on other species exposed to pile driving noise in laboratory environments, supported by studies conducting large scale experiments in tanks and in oceans. The levels at which fish are at risk of death or sustaining serious injury to internal organs is 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{peak})}$ , 174 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{ss})}$  and 204 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{cum})}$ . Note, for injury in fish, the cumulative sound exposure level has higher relevance than the single-strike level as the cited studies has found injuries after a certain time period of exposure. The thresholds for fish larvae and eggs is based on the fact that no negative effects has been observed at exposures of up to 217 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{peak})}$ , 187 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{ss})}$  and 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{cum})}$ . However, there are relatively few studies on early life stages of fish.

There are more species specific studies on Harbour porpoises regarding noise than there are for Atlantic cod and Atlantic herring. Nonetheless, only a few can be used to determine thresholds that will lead to injury or negative behavioral effects. The levels at which there is a risk of a temporary impact on hearing, i.e. Temporary Threshold Shift (TTS), for the Harbour porpoises is 194 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{peak})}$ , 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{ss})}$  and 175 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{cum})}$ . When it comes to the TTS it is primarily the cumulated sound exposure level,  $\text{SEL}_{(\text{cum})}$ , that is of importance. However, this unit is dependent on a specific time and number of pulses. For Permanent Threshold Shift (PTS) the level is set to 200 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{peak})}$ , 179 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{ss})}$  and 190 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{cum})}$ . The recommended level should be revised as new relevant studies are conducted.

## Ordlista

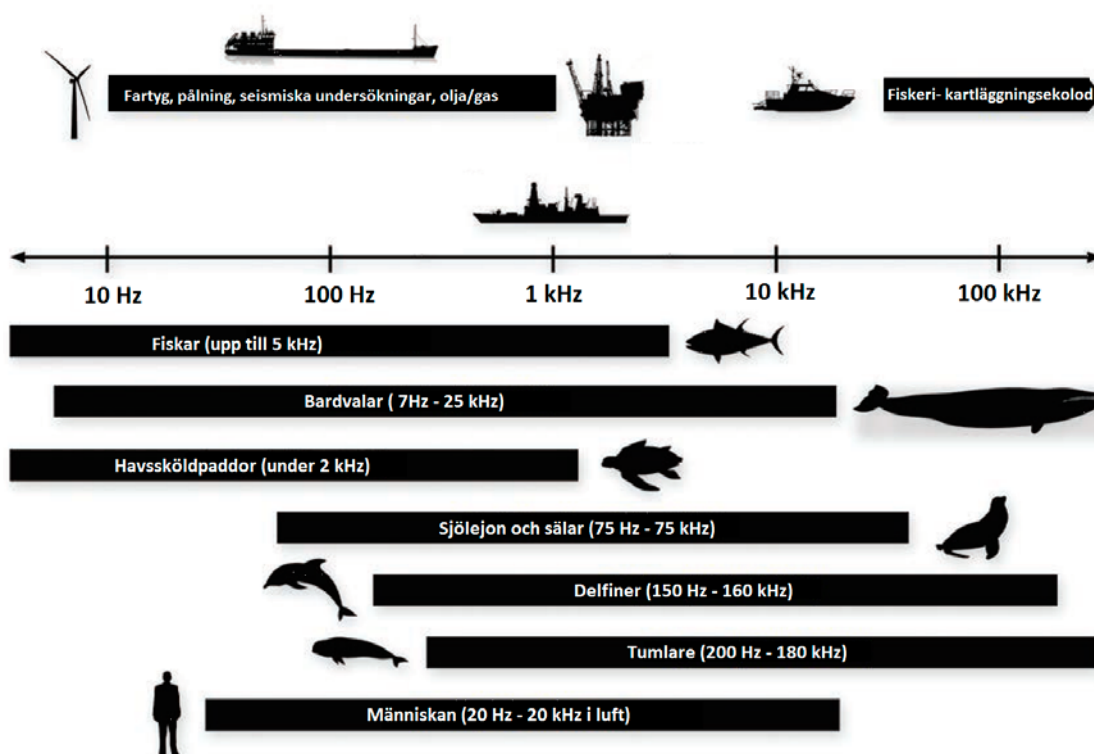
ACCOBAMS	Agreement on the Conservation of Cetaceans in the Black Sea Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area
ASCOBANS	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas
Akustisk impedans	Kvoten (motståndet) mellan ljudtryck och ljudvågens partikelhastighet.
CTD	(Conductivity, Temperature and Depth). Sensor som mäter vattnets konduktivitet (för beräkning av salthalt), temperatur och djup. Ur dessa värden kan sedan ljudhastighetsprofilen beräknas.
Cut-off frekvensen	Inom undervattensakustiken, den brytfrekvensen som sätter gränsen för den lägsta frekvens som kan utbreda sig i grunda vatten.
Fjärrfält	Bullret som är på ett avstånd av minst 10 våglängder bort från källan (för lägsta frekvensen). Till exempel är våglängden vid frekvensen 100 Hz ca 15 meter i vatten. På detta avstånd kan man göra en linjär anpassning av ljudtrycket som funktion av avståndet.
Fullfältmodell	Numerisk modell som beräknar den exakta lösningen till den elastodynamiska vågekvationen överallt, d.v.s. i såväl närfält som fjärrfält.
HELCOM	Helsingforskommissionen. Konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö.
ICES	Internationella Havsforskningsrådet
IUCN	International Union for Conservation of Nature, Internationella naturvårdsunionen
Källstyrka	Samma som källnivå eller signalstyrka. Termen benämns SL (eng: Source Level) i sonarekvationen. Refereras till en referensintensitet eller referenseffekt som genereras av en plan våg med ljudtrycket $re\ 1\ \mu\text{Pa RMS}$ på ett avstånd av 1 meter i en isotrop vattenvolym med densiteten $1000\ \text{kg/m}^3$ och ljudhastigheten $1500\ \text{m/s}$ .
Lagerföljd	Inom geologin, den ordning i vilken jordarts- eller bergartslager följer på varandra.
Ljudhastighetsprofil (LHP)	Ljudets hastighet som funktion av vattendjupet. Benämns SVP (Sound Velocity Profile) i engelsk litteratur

Numerisk modell	Algoritm som är implementerad i en dator för att lösa ett matematiskt problem
Närfält	Kan definieras på flera olika sätt. I denna rapport avses ljudfältet nära källan, t.ex. inom 10 våglängder från källan.
OALib	Ocean Acoustics Library (oalib.hlsresearch.com). Websida som tillhandahåller programvaror och data för modellering av ljudutbredning i vatten. Finansieras av U.S. Office of Naval Research.
OSPAR	Oslo-Pariskonventionen
psu	Dimensionslös enhet för att uppskatta salthalten i vatten (akronym för 'practical salinity unit' på engelska). Salinitet är detsamma som halten salt hos vatten. Psi mäts genom att ledningsförmågan i vattnet översätts till salthalt och ges i promille.
Peak	(P) Toppvärde och förkortas till (topp) i texten, se Svärdröm (1987). Kan även kallas zero-peak ( $L_{z-p}$ ) d.v.s. noll-topp. Anges i dB re 1 $\mu\text{Pa}$ .
Peak-to-Peak	(P-P) Topp-till-toppvärde och förkortas (topp-topp) i texten, se Svärdröm (1987). Anges i dB re 1 $\mu\text{Pa}$ .
PTS	Permanant Threshold shift, en permanent hörselskada som innebär en försämrade förmåga att höra ljud inom det skadade frekvensområdet.
RMS	Medelvärde (Root, Mean, Square) är det samma som effektivvärde. Kvadratroten ur det kvadratiska medelvärdet av ljudtrycket under en viss tid.
SEL	Sound Exposure Level, ljudexponeringsnivå och anges i dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Kan både anges för en enkelpuls ( $SEL_{(enkel)}$ ) och som viktat medelvärde över många pulser $SEL_{(kum)}$ .
SPL	Sound Pressure Level, ljudtrycknivå och anges i dB re 1 $\mu\text{Pa}$ i vatten och dB re 20 $\mu\text{Pa}$ i luft
Tersband	Är en uppdelning av ett oktavband i tre delar. Kallas även 1/3 oktavband. Ett oktavband är när förhållandet mellan lägsta och högsta tonen är som 2 till 1.
TL	Ljudutbredningsförlust (akronym för 'transmission loss' på engelska). Anger hur mycket som ljudvågen försvagas från en punkt belägen på 1 m från ljudkällan ut till en punkt på ett avstånd R. TL består av tre delar, geometriskt spridning, absorption och anomali.
TTS	Temporary Threshold shift, en tillfällig hörselskada som innebär en försämrade förmåga att höra ljud inom det skadade frekvensområdet.

# 1 Bakgrund

När man bygger broar, havsbaserad vindkraft och andra havsbaserade eller strandnära konstruktioner används det oftast någon form av pålningsteknik för att få ner konstruktionen i botten. Detta innebär att ett fundament, balk eller spont hamras eller vibreras ner i botten. Dessa aktiviteter kan generera mycket höga ljudnivåer som sprids ut i vattnet och ner i botten. Ljud i vatten kan transporteras mycket långt och snabbt, ca fyra gånger snabbare än i luft då vattnets densitet är högre. Detta ljud är så högt att de djur som finns i havet kan störas, skadas eller till och med dödas. Dessutom sammanfaller det utsända ljudets frekvensinnehåll med många marina organismer hörbarhetsområde (Figur 1). I dagsläget byggs det mycket i Europeiska havs- och kustregioner och mer planeras i framtiden. I Sverige har det inte etablerats så många vindkraftparker till havs ännu, även om det finns tillstånd för ett flertal, men arbete vid broar, och i hamnar sker relativt ofta. Kunskapsläget om hur detta buller påverkar det marina livet har förstärkts de senaste åren med ett stort antal mätningar från främst etableringen av havsbaserade vindkraftverk men det finns fortfarande kritiska kunskapsluckor.

Idag saknar Sverige fastställda ljudnivåer för när undervattensbuller blir så högt från en verksamhet att de kan resultera i allvarliga miljöeffekter, likt de som finns på land. Flera länder i Europa har någon form av gränsvärden eller riktvärden då allvarlig miljöeffekter kan uppstå och standarder för hur man skall mäta och rapportera undervattensbuller.



Figur 1 Översikt av överlapp i frekvens mellan mänsklig aktivitet och marina djurs hörselzoner, omgjord efter Scholik-Schomer (2015).

Undervattensljud ingår som en aspekt av god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet och därmed i havsmiljöförordningen som är den nationella implementeringen av EUs Havsmiljödirektiv. Havsmiljöförordningen (HVMFS 2012:18) anger två kriterier för god miljöstatus varav det ena handlar om impulsiva ljudkällor. Ännu finns inga begränsningsvärden för impulsiva ljud fastställda och inte heller några miljö kvalitetsnormer med indikatorer för att uppnå god miljöstatus till 2020.

Anledningen är att kunskapen om ljud i svenska havsområden är förhållandevis låg och påverkan på populationsnivå och ekosystem är ännu inte klarlagd (Havs- och Vattenmyndigheten, 2015). Miljö kvalitetsnormer för havsmiljön har sin grund i 5 kap. i miljöbalken och tillämpas vid tillsyn och prövning som är viktiga verktyg för att skydda havsmiljön. Påverkan från undervattensbuller och krav på skyddsåtgärder innefattas även i miljöbalkens hänsynsregler (2 kap.), krav på miljöbedömning (6 kap.), bestämmelser om vattenverksamhet (11 kap.) samt krav på tillsyn (26 kap.) I övervakningsprogrammet för havsmiljödirektivet finns det en plan för hur övervakningen av undervattensbuller bör fungera i framtiden, där det även ingår att ett register förs över var och när aktiviteter som genererat höga impulsiva ljud likt pålning förekommit i svenska vatten (Havs- och Vattenmyndigheten, 2015).

## 1.1 Ljud i vatten

I vatten fortplantar sig ljudenergi som partikelrörelser och dessa rörelser skapar långsgående tryckförändringar där mediet komprimeras och dekomprimeras och därmed uppstår ljudtryckfluktuationer. Tryck och rörelse är relaterade till varandra genom den akustiska impedansen. Det är flera grundläggande skillnader mellan dessa två, varav en är att partikelrörelse innehåller information om ljudets riktning. Vidare är utbredningsförlusterna (dämpningen av ljud) olika för tryck och acceleration i närheten av en ljudkälla, nära botten och nära ytan vilket komplicerar beräkningarna. Ljudtrycksfluktuationerna anges i tryckenheten Pascal (Pa) och av historiska och praktiska skäl relateras luftakustik till 20  $\mu$ Pa medan ljud i vatten till 1  $\mu$ Pa. Man har infört den logaritmiska skalan decibel (dB) för att det är stor dynamik inom akustiken. Detta gör att det är viktigt att man anger vilket referensvärde man använt sig av när man anger en ljudtrycksnivå i decibel: 1 eller 20  $\mu$ Pa. Man kan därför inte direkt jämföra decibelvärden beräknade i luft med värden beräknade för vatten (se de tidigare publicerade Vindvalsrapporterna Sigray m.fl. (2009), Andersson och Sigray (2011) och Andersson m.fl. (2011) för en vidare beskrivning av undervattensljud och påverkan från andra typer av ljud).

Att ljud förekommer både som tryck och partikelrörelse är en viktig kunskap att ta med sig för att förstå miljöpåverkan på havets djur som har olika sensorsystem för att detektera ljud. Alla fiskar kan detektera partikelrörelse med sina inneröron som innehåller hörselstenar (otoliter) samt sidolinjeorganet. Även ryggradslösa djur, som t.ex. bläckfiskar, kan detektera partikelrörelse men denna djurgrupp faller inte inom ramen för uppdraget av denna studie. Fiskar som har ett luftfyllt hålrum i kroppen som t.ex. en simblåsa kan omvandla

ljudtryck till rörelse och på så sätt öka sin känslighet när det gäller både frekvens och nivå. Marina däggdjur kan bara registrera ljudtryck med sina öron. Kapitel 6 tar upp detta ämne ytterligare och beskriver tumlares, sillens och torskens hörsel mera noggrant.

De flesta studier av påverkan från ljud på marina djur hanterar endast ljudtryck men det är allmänt vedertaget att även partikelrörelse är av stor betydelse för effekterna av pålningsbuller, framför allt för fiskar utan simblåsa och bottenlevande fisk (Mueller-Blenkle m.fl., 2010; Van der Graaf m.fl. 2012; Popper m.fl. 2014). Detta beror på att slagpålning kan generera mycket höga nivåer av partikelrörelse i vattnet (Thomsen m.fl., 2015) och vid ytskiktet av botten (Miller m.fl., 2015; Hazelwood och Macey, 2015). Det finns idag inte några nationella eller internationella riktlinjer för hur partikelrörelse skall mätas eller beräknas. Därför behandlas inte partikelrörelse ytterligare i denna rapport, men det är ett område som bör studeras för att förstå den fulla påverkan av pålningsbuller på fisk och ryggradslösa djur.

## 1.2 Studiens syfte och läsanvisning till rapporten

Syftet med denna studie var att ta fram ett vetenskapligt underlag rörande ljudet från pålning i havet och dess påverkan på det marina livet. Slutmålet var att utifrån den vetenskapliga information som finns idag ge förslag på ljudnivåer för skador och annan negativ påverkan som sedan kan användas för att ta fram begränsningsvärden för reglering av undervattensbuller anpassade för svenska vatten och arter. Kapitel 2 anger de ljudnivåer som denna studie funnit kan vara skadliga för svenska arter och havsområden. Vidare ges ett antal exempel som beskriver ljudutbredningen i svenska vatten och hur den lokala akustiska miljön påverkar ljudnivå från en pålningsaktivitet, som funktion av avstånd i fyra typområden kring den svenska kusten. Kapitel 2 innehåller en del information som inte förklaras i detalj för att hållas kort och skall ses som en mer översiktlig text. Fördjupade beskrivningar av ämnena finns i efterföljande kapitel, där läsaren ges en möjlighet att ingående ta del av både tekniska beskrivningar av pålningsaktiviteter, undervattensakustik samt påverkan på marina djur. Denna studie har gått tillbaka till originalkällorna som har använts av andra länders när de bestämt gränsvärden. Detta för att ge rekommendationer som baseras på vetenskapliga etablerade nivåer. Nivåerna har inte avrundats eller på annat sätt ändrats.

I kapitel 3 diskuteras pålningsljudets karaktär och tidigare uppmätta ljudnivåer samt mätstandarder för undervattensljud. I kapitel 4 beskrivs faktorer som påverkar ljudutbredning i svenska vatten och i kapitel 5 beskrivs ljuddämpningstekniker som erbjuds i dag och hur detta kan minska påverkansområdet. I kapitel 6 beskrivs inverkan på marina organismer som kan medföra direkt och betydande påverkan så som skada och flyktbeteende på individnivå. Typarter som behandlas är tandvalen tumlare (*Phocoena phocoena*) och fiskarterna sill (*Clupea clupea*) och torsk (*Gadus morhua*) samt fiskägg och larver. Andra länders gränsvärden och riktlinjer relaterat till undervattensbuller beskrivs i kapitel 7.



## 2 Förslag till skadliga ljudnivåer av pålningsbuller

### 2.1 Begränsningsvärde

Ett begränsningsvärde anger den nivån av ett miljöskadligt ämne eller skadlig aktivitet som inte får överskridas av en bullrande aktivitet. Ett begränsningsvärde bör vara både möjligt att hantera ur ett förvaltningshänseende, vara mätbar och samtidigt ha hög biologisk relevans, dvs. kunna kopplas till hur stor del av en population som kan komma att utsättas för en skadlig ljudnivå samt hur sårbar populationen är. Den spatiala uppskattningen beror dock på flertalet lokala miljöparametrar som påverkar ljudutbredningen, se avsnitt 2.4. Flera länder har upp till tre olika typer av gränsvärden (eng: thresholds) för undervattenbuller från slagpålning beroende på vilka miljöeffekter man vill förebygga. För en ingående beskrivning av de fysikaliska enheter som relaterar till de nedan föreslagna ljudnivåerna och hur dessa är relaterade till skada, se den fördjupade litteraturstudien i efterföljande kapitel. De föreslagna nivåerna i denna studie kan användas av myndigheter för att bestämma vilka ljudnivåer som skall vara acceptabla och inte överskridas, d.v.s. ett begränsningsvärde. När det finns flera ljudnivåer för ett begränsningsvärde är det den nivån som överskrids först som är den gällande. På vilket avstånd från en pålningsaktivitet dessa ljudnivåer kan förekomma kan inte generaliseras då ljudkällans nivå och lokala miljöförhållanden spelar stor roll för det utstrålade ljudet och hur långt det kommer att spridas. För att uppskatta dessa parametrar kan modellering och direkta mätningar göras redan i ett ansökansskede så eventuella miljörisker upptäcks tidigt i en tillståndsprocess.

### 2.2 Förslag på ljudnivåer

Förslag på ljudnivåer från pålning i havet som riskerar ge upphov till allvarlig miljöpåverkan för fisk, fiskägg och larver presenteras i Tabell 1 och för tumlare i Tabell 2. Dessa nivåer motiveras kortfattat i detta stycke. En fördjupad diskussion ges i efterföljande kapitel. Det bör noteras att ljudnivåerna för TTS inte är viktade d.v.s. att de inte är anpassade efter tumlarens hörsselförmåga (se vidare förklaring i avsnitt 3.3). Det saknas i dagsläget viktningskurvor för fisk medan det finns beskrivet i vissa fall för tumlare men metodiken är inte standardiserad och det finns osäkerheter i hur denna anpassning skall göras för olika typer av ljudkällor (Tougaard m.fl. 2015). Inget europeiskt land använder idag viktade gränsvärden för pålningsbuller idag men i USA har NOAA (2015) föreslagit både viktade och oviktade gränsvärden för undervattensbuller. De föreslagna ljudnivåerna som presenteras här är inte viktade då det som nämnt inte finns någon standardiserad metod för hur detta skall göras men viktningsmetodik bör tas med i framtida arbeten om begränsningsvärden när nya relevanta forskningsstudier tillkommer i området.

Det finns tre olika enheter för varje typ av påverkan och djurgrupp. Orsaken till att använda flera värden är att ljud kan påverka djur på olika sätt (Southall m.fl., 2007) samt att man kan presentera en uppmätt ljudnivå på flera sätt. Ljudtrycksnivå  $SPL_{(topp)}$  är det maximala över- eller undertryck som den av pålningslaget genererade ljudpulsens uppvisar. Detta värde är enkelt att mäta och den biologiska relevansen är hög då man i flera vetenskapliga studier har sett ett samband mellan ljudtrycksnivå  $SPL_{(topp)}$  och beteendepåverkan men även fysiologiska skador.

Ljudexponeringsnivå SEL beräknas över en viss tid och tar då hänsyn till energin i hela ljudpulsens. SEL är den enhet som är bäst lämpad för gränsvärden för hörselskador hos tumlare (Tougaard m.fl. 2015) och skador på fisk (Halvorsen m.fl. 2011, 2012a,b, Casper m.fl., 2012, 2013).  $SEL_{(enkel)}$  är värdet för en enkelpuls och för det kumulativa  $SEL_{(kum)}$  har ett antalet pulser under en viss tid summerats. Dessa två SEL enheter har olika användningsområden och relaterar till skada på olika sätt.  $SEL_{(enkel)}$  är enkel att mäta och har en bra relevans till skada hos djur. Dock är det inte ett mått som hanterar den sammanlagda mottagna energinivån för ett djur.  $SEL_{(kum)}$  ger en bild på hur mycket energi en viss stillastående punkt på ett visst avstånd har mottagit. Dock är kopplingen till ett djurs mottagna ljudnivå svår att göra, då många djur kan förflytta sig och utsättas för mer eller mindre ljud (detta resonemang gäller inte för ägg och larver och många fastsittande ryggradslösa djur). Studier har visat att det kan vara lämpligt att ha flera olika begränsningsvärden då både antalet pålningslag och nivåer kommer att påverka skadans omfattning. Olika begränsningsvärden kan alltså användas samtidigt när en verksamhet föreläggs villkor. Vad beträffar SEL enheten skall man vara medveten om att få slag med högt  $SEL_{(enkel)}$  ger samma  $SEL_{(kum)}$  som många slag med lågt  $SEL_{(enkel)}$  (Halvorsen m.fl. 2011, 2012a).

### 2.2.1 Fisk

Utifrån litteraturstudien konstateras att höga bullernivåer kan påverka både torsk och sill negativt. Det finns emellertid för få studier på torsk och sill som kan ligga till grund för artspecifika ljudnivåer som kan vara skadliga. De föreslagna nivåerna baseras istället på studier på andra arter som har exponerats för pålningsljud i laboriemiljö (Halvorsen m.fl. 2011, 2012a,b, Casper m.fl., 2013) (Tabell 1). Författarna i dessa studier föreslår riktlinjer för ljudnivåer då skada uppkommer motsvarande 207 dB re 1  $\mu Pa^2 s$   $SEL_{(kum)}$ , vilket uppnåddes då fiskarna exponerats för 960 ljudpulser med en ljudexponeringsnivå av 177 dB re 1  $\mu Pa^2 s$   $SEL_{(enkel)}$ . Skadorna som uppstod bedöms vara av sådan omfattning att de kan påverka fiskens överlevnad. Det observerades dock skador på inre organ vid lägre ljudnivåer motsvarande 204 dB re 1  $\mu Pa^2 s$   $SEL_{(kum)}$ , då fiskarna exponerats för samma antal pulser men med en ljudexponeringsnivå av 174 dB re 1  $\mu Pa^2 s$   $SEL_{(enkel)}$ . Fisken förväntas återhämta sig från dessa skador i gynnsamma miljöer utan predatorer, rätt strömförhållanden samt lätt tillgång till föda (Popper m.fl. 2014). De flesta fiskar lever inte under dessa förhållanden och i dagsläget föreslås istället denna lägre ljudnivå som en nivå för skada hos fisk (se vidare en mer detaljerad beskrivning av

resultaten från de olika studierna som de föreslagna ljudnivåerna baseras på i avsnitt 6.2.4). Notera att för skada på fisk har det kumulativa värdet högre relevans än enkelvärdet för SEL eftersom studierna presenterar skador efter en viss tids exponering. För hur många pulser alternativt hur lång tid fisken kan exponeras innan skada uppstår är ännu oklart. Det föreslagna  $SPL_{(topp)}$  värdet (207 dB re 1  $\mu Pa$ ) är taget från riktlinjerna i Popper m.fl., (2014) som baseras på samma laborativa studier.

**Tabell 1 Förslag på skadliga ljudnivåer för fisk, fiskägg och larver för pålningsbuller. Nivåerna presenteras som SPL = det maximala över- eller undertryck hos den genererade ljudpulsen,  $SEL_{(enkel)}$  = ljudexponeringsnivå under en ljudpuls och  $SEL_{(kum)}$  = summan av ljudexponeringsnivåer för ett antal pulser under en viss tid. Se text för motivering av valda nivåer.**

	Fisk	Ägg och larver
Mortalitet och skador på inre organ	207 dB re 1 $\mu Pa$ $SPL_{(topp)}$ 174 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(enkel)}$ 204 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(kum)}$	217 dB re 1 $\mu Pa$ $SPL_{(topp)}$ 187 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(enkel)}$ 207 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(kum)}$

Även om den föreslagna ljudnivån för skada hos fisk baseras på studier på flera arter med anatomiska och morfologiska skillnader finns det fortfarande en viss osäkerhet. Det är förhållandevis få arter som testats och utrustningen tillåter endast att mindre fisk exponeras. Förhållandena i laboratorium skiljer sig dessutom från fiskens naturliga miljö. Det är framförallt exponeringstiden som förväntas vara lägre för den vilda fisken som har möjlighet att fly undan de skadliga ljudnivåerna. Notera att de skador som observerades vid 204 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(kum)}$  uppstod då fiskarna exponerats för 960 ljudpulser (174 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ ), vilket motsvarar exponering i ca 24 minuter. Beroende av individens storlek samt olika förhållanden i omgivningen kan en torsk simma ca 550–1300 m på denna tid (Beamish 1966; Wardle, 1977; Thurston och Gehrke, 1993) och en sill kan simma motsvarande ca 1500 m (He och Wadle, 1988; He, 1993). Ett undflyende beteende förutsätter emellertid att fisken reagerar på ljudet. Vid exponering för pålningsljud har beteendeförändringar observerats hos torsk i storskaliga experiment i havet vid 140 till 160 re 1  $\mu Pa$  dB  $SPL_{(topp)}$  (Mueller-Blenke m.fl., 2010) och hos skarpsill (liknande hörsel som sill) vid 163 re 1  $\mu Pa$   $SPL_{(topp-toppp)}$  och 135 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$  (Hawkins m.fl., 2014). Resultaten visar att fisken reagerar på pålningsljud och förväntas således fly undan ljudet. Samtidigt finns det studier som indikerar att fisk som exponeras för höga ljudnivåer stannar kvar inom ett område om det är tillräckligt viktigt för fiskens överlevnad eller fortplantning (Wadle m.fl., 2001; Pena m.fl., 2013).

I dagsläget föreslås inga ljudnivåer för flyktbeteende eller en tillfällig hörselskada (Temporary Threshold Shift, TTS) hos fisk. Anledningen är att till skillnad från fysiologiska skador på inre organ är både flyktbeteende och hörselskada kopplad till artens specifika känslighet för frekvens och ljudets intensitet. Det går dessutom inte utifrån befintlig litteratur bedöma om ett flyktbeteende påverkar arten negativt på populationsnivå eller om effekten av påverkan är relaterad till område och tidsperiod.

### 2.2.2 Fiskägg och larver

Det föreslagna ljudnivåerna för skada på fiskägg och larver (Tabell 1) grundas i att inga negativa effekter har observerats vid exponering för ljudtryck från pålning upp till 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  (100 slag), 187 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  och 217 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  (Bolle m.fl., *inskickat manuskript, b*). En ökad mortalitet har däremot observerats i flertalet studier vid ljudtryck från luftkanon vid 217 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  och uppåt (se vidare Tabell 10). Fiskägg och larvers orörlighet innebär att de upplever en längre exponering än en större fisk. Skadliga ljudnivåer uppstår emellertid endast i närheten av ljudkällan och eftersom den naturliga mortaliteten på ägg och larver är stor, poängterar flera författare att mortalitet orsakad av höga impulsiva ljud bedöms som obetydlig för populationen.

### 2.2.3 Tumlare

För tumlare finns det fler artspecifika studier gjorda relaterat till buller än för torsk och sill. Det finns emellertid endast ett fåtal som kan användas för att föreslå skadliga ljudnivåer. De föreslagna skadliga ljudnivåerna för tumlare som presenteras i Tabell 2 baseras på befintlig litteratur på tumlare samt på internationella gränsvärden. För enstaka pulser (194 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  och 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ) baseras ljudnivån som orsakar TTS på en studie av Lucke m.fl., (2009) som bedöms vara av högst relevans i förhållande till ett pålningsljud av samtliga publicerade undersökningar. I den publicerade studien presenteras ett topp-topp värde vilket här har räknats om till ett topp värde (-6 dB, se vidare avsnitt 3.2.3). Ljudnivån för den kumulativa ljudexponeringsnivån (175 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ ) motsvarar det danska gränsvärdet (Tougaard, 2015), vilket baseras på en studie av Kastelein m.fl., (2015) (se vidare 7.3.1). Den kumulativa ljudexponeringsnivån har stor betydelse för TTS. Detta värde hänger dock ihop med en specifik tid och antalet pulser. Nivån 175 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  är i detta fall relaterat till en timmes pålning med 2760 pulser. Sådan exponering förutsätter att tumlaren inte flyttar sig från störningskällan, vilket inte anses vara ett förväntat beteende i en naturlig miljö. Det finns emellertid andra kombinationer av ljudnivå och antal slag över tiden som kan resultera i denna skadliga nivå.

**Tabell 2 Förslag på ljudnivåer för tumlare för pålningsbuller som kan resultera i tillfälliga (TTS) eller permanenta (PTS) hörselskador. Värdena presenteras som SPL = det maximala över- eller undertryck hos den genererade ljudpulsen, SEL = ljudexponeringsnivå under hela ljudpulsen och  $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  = summan av ljudexponeringsnivån för ett antal pulser under en viss tid. Se text för motivering av valda nivåer.**

	TTS	PTS
Tumlare	194 dB re 1 $\mu\text{Pa}$ $\text{SPL}_{(\text{topp})}$	200 dB re 1 $\mu\text{Pa}$ $\text{SPL}_{(\text{topp})}$
	164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$	179 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$
	175 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ ( $\geq 1$ h)	190 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ $\text{SEL}_{(\text{kum})}$ ( $\geq 1$ h)

Det saknas uppmätta tröskelvärden för permanent hörselskada (Permanent Threshold Shift, PTS) hos tumlare eftersom det är oetiskt att exponera tumlare för så pass höga ljudnivåer. Det finns emellertid en studie utförd på en

närbesläktad art till tumlare, asiatiska tumlaren (*Neophocoena phocaenoides*) (Popov m.fl., 2011) som har relevans för PTS hos tumlare. Då nyare studier visar på ett frekvensberoende hos marina däggdjur samt att studien inte bedöms som representativ för pålningsljud, beräknas istället PTS för enstaka pulser (179 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ) utifrån studien av Lucke m.fl., (2009) (TTS + 15 dB). Detta resonemang presenteras i revisionen av de danska riktvärdena (Tougaard, 2015). Den föreslagna ljudnivån som orsakar PTS på den kumulativa ljudexponeringsnivån är liksom för TTS baserat på en studie av Kastelein m.fl., (2015) och beräknat till 190 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  (TTS + 15 dB) i de danska riktvärdena. Det föreslagna  $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  värdet (200 dB re 1  $\mu\text{Pa}$ ) för PTS är taget från ett resonemang i NOAA, (2015) och studien av Lucke m.fl. (2009), (TTS + 6 dB) men skall användas med försiktighet då det är SEL värdet som har bäst förankring i litteraturen när det gäller påverkan på hörseln hos marina däggdjur (Southall m.fl., 2007, Finneran, 2015).

Inom ramen för denna studies uppdrag ingick det inte att föreslå ljudnivåer för undvikande- eller flyktbeteende hos tumlare. Men det nivåer som idag används och presenteras i danska och nederländska riktvärden för en beteendepåverkan är 140 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ , vilket baseras på en studie av Dähne m.fl., (2013).

## 2.3 Metoder för att minska miljöpåverkan från pålningsbuller

För att få en uppfattning om vilka ljudnivåer som en planerad verksamhet genererar kan man göra ljudutbredningsberäkningar för det specifika området. Dessa beräkningar kan även verifieras genom mätningar av ljudutbredningen i området. Detta arbete ger viktig information som i sin tur kan användas i en riskuppskattning för det genererade undervattensbullret från den planerade verksamheten. Vidare bör man uppskatta vilka biologiska värden som förekommer i området och vilka tidsperioder under året som är mest kritiska. Om tidpunkterna för aktiviteten och de biologiska värdena överlappar och de potentiella riskerna för skada blir för höga, finns det ett antal möjligheter till att minska dessa. Det genererade bullret kan minskas genom att använda olika pålningstekniker och det utstrålade bullret kan dämpas med dämpningssystem som t.ex. bubbelridåer eller isoleringsrör (se vidare kapitel 5). Djur, främst säl och tumlare, kan även skrämmas bort från området närmast konstruktion där de riskerar att skadas med hjälp av akustiska skrämmor (Kyhn m.fl. 2015, Mikkelsen m.fl., 2015). Även vissa fiskarter har visats reagera på ljud liknade det som genereras av skrämmor (Kastelein m.fl., 2007, 2008). Konstruktören kan också stegvis öka pålningstakten eller slagenergin s.k. ramp-up för att skapa en likande effekt. Om de senaste dämpningsteknikerna och förebyggande åtgärder som skrämmare används, kan riskområdet för skada hos djur kring en pålning begränsas till några hundratalet meter eller någon kilometer kring aktiviteten, se avsnitt 5.5 och Bellman m.fl.

(2015). Dessa åtgärder är vanligt förekommande i flera europeiska länders riktlinjer angående pålning. Konstruktionsarbetet kan även planeras rätt i tiden för att undvika perioder för t.ex. lek och parning.

Ju bättre underlag det finns för de biologiska värdena och det genererade och utstrålade bullernivåerna, desto lättare blir det att förebygga bullrets miljöpåverkan. Det kan finnas tillfällen då inga bullerdämpande åtgärder krävs eftersom det saknas biologiska värden i området eller om ljudutbredningsförhållanden är sådana att bullernivåerna inte blir skadliga inom ett större område. Samtidigt kan det finnas tillfällen där bullerdämpande åtgärder måste användas för att den potentiella skadan riskerar att bli omfattande eller att konstruktionsarbetet utförs under en specifik kritisk tidsperiod ur biologiskt hänseende.

## 2.4 Mot en reglering av undervattensbuller

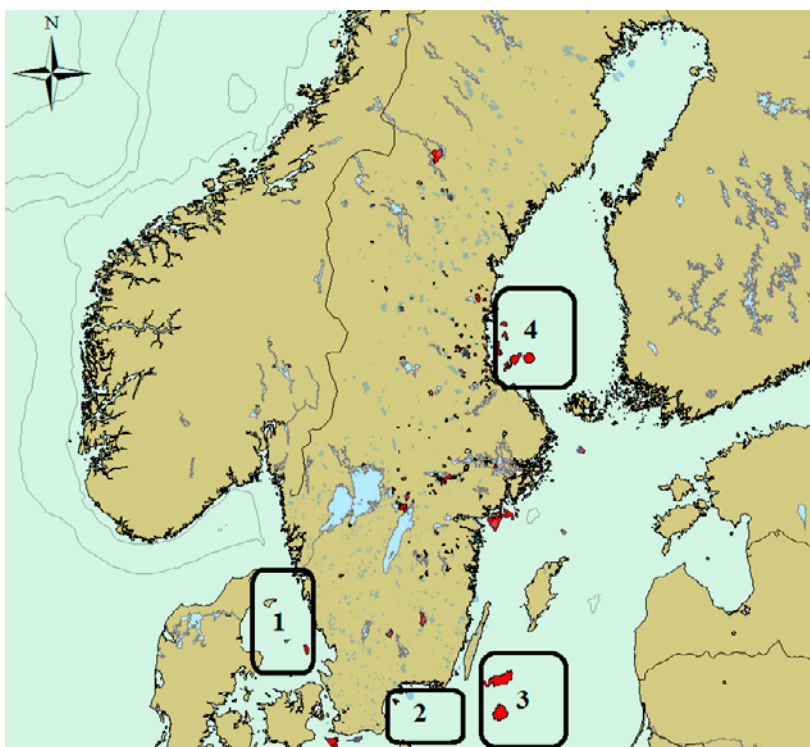
Denna rapport kan användas som ett vetenskapligt underlag av förvaltare och industri för att minska påverkan på marina djur från slagpålning. Nästa steg efter denna rapport är att fastställa de begränsningsvärden som en pålningsaktivitet skall följa samt tillvägagångssätt för att säkerställa att dessa värden inte överskrids. Slutsatserna av denna rapport kan sammanfattas i nedan lista vilket visar på vilken information som bör finnas med i framtida regleringsdokument.

- Föreslagna ljudnivåer för skada på tumlare, fisk, fisklarver och ägg kan översättas till begränsningsvärden rakt av eller med motiverade justeringar på grund av försiktighetsprincipen relaterat till kunskapsläget.
- Vid framtagningen av nationella begränsningsvärden bör den eller de mest lämpliga enheterna för aktuell miljöpåverkan användas d.v.s.  $SPL_{(topp)}$ ,  $SEL_{(enkel)}$ , eller  $SEL_{(kum)}$ . Om fler än ett begränsningsvärde används är det den nivån som överskrids först som bör vara gällande.
- En konstruktör bör i ett tidigt skede av ansökningsprocessen göra en uppskattning av den troliga källstyrka för den aktuella aktivitet samt hur detta ljud kan komma att propagera i det aktuella området under den planerade tidsperioden för byggnationen (d.v.s. vilka månader). Detta görs lämpligast genom en kombination av faktiska mätningar och modelleringar. Ett begränsningsvärde kan därmed kopplas till en area kring aktiviteten för att uppskatta den spatiala påverkan.
- En bedömning av de biologiska värdena samt för biologin kritiska tidsperioder i det område där en konstruktion skall pågå bör göras för att koppla det spatiala påverkansområdet till biologin.
- Hänsyn bör tas till arternas tätheter (antal individer per yta) och populationers sårbarhet vid bestämning av begränsningsvärden inom det exponerade området.
- Konstruktören bör föreslå lämpliga åtgärder för att minska potentiell negativpåverkan så som dämpningstekniker, akustiska skrämmare samt val av konstruktionstid.

- Konstruktörer bör göra kontrollmätningar vid byggstart för att säkerhetsställa att man håller sig inom satta begränsningsvärden.
- Standarder för hur kontrollmätningar skall gå till, hur data skall hanteras och analyseras samt dokumentationskrav bör fastställas. En ISO standard relaterat detta är under arbetet och beräknas klar under 2016–2017.

## 2.5 Ljudutbredning från pålning i svenskt vatten

För att ge en uppfattning om på vilka avstånd de föreslagna ljudnivåerna kan uppkomma från en pålningsaktivitet har  $SEL_{(enkel)}$  beräknats i fyra utvalda områden. Valen grundar sig på att det finns vindkraftsparker i området, de innehåller utpekade områden för havsbaserad vindkraft eller områden där ett eller flera uppförande är under prövning. Dessutom representerar platserna områden med varierande akustiska miljöparameter som till exempel botten typ och salthalt. Det finns dock stora osäkerheter förknippade med parametrarna inom varje område. Nedan givna exempel skall inte ses som ”exakta” utan användas för att belysa de variationer som ljudutbredningen uppvisar.



Figur 2 Karta över de utvalda havsområdena där ljudutbredningen från ett pålningslag beräknas. 1 Kattegatt, 2 Hanöbukten, 3 södra Östersjön och 4 Bottenhavet. Färgade polygoner i havet är områden som utpekats som intressanta för förnybar energiproduktion på riks nivå.

Exempel på relativt extrema men inte sällsynta ljudutbredningsförhållanden har används. De fyra utvalda områdena är Kattegatt, Hanöbukten, Södra Östersjön och Bottenviken (Figur 2). Ljudkällan som används i beräkningarna är av samma ljudstyrka som den som beskrivs i avsnitt 4.3, d.v.s. en odämpad pålningsaktivitet i tyska Nordsjön. Djupet vid den tyska mätplatsen var 20 m och stålpålen hade en diameter på 6 m. Slagenergin var 700 kJ och pålen slogs ner i sandbotten. Mätningen gjordes 750 m från pålningen. Den uppskattade ekvivalenta källstyrkan var 226 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  för frekvensintervallet 10 Hz till 25 kHz, se vidare 4.3.1. Baserat på dessa parametrar gjordes en akustik modellering med hjälp av både en strålgångsmodell för höga frekvenser och en fullfältmodell för lägre frekvenser (under 800 Hz). Ut i fall att dämpningsteknik används vid pålningen, får det en positiv påverkan på ljudnivån och det utstrålandet bullret minskar. Detta innebär att den ekvivalenta källstyrkan justeras ned och därmed minskar den utstrålade nivån. För att få en ungefärlig siffra på vilka nivåer det blir, dras det antalet decibel man dämpar det utstrålandet bullret med bort från tabellvärdet nedan. Idag har man lyckats sänka ljudnivån med 10–20 dB, se vidare kapitel 5.

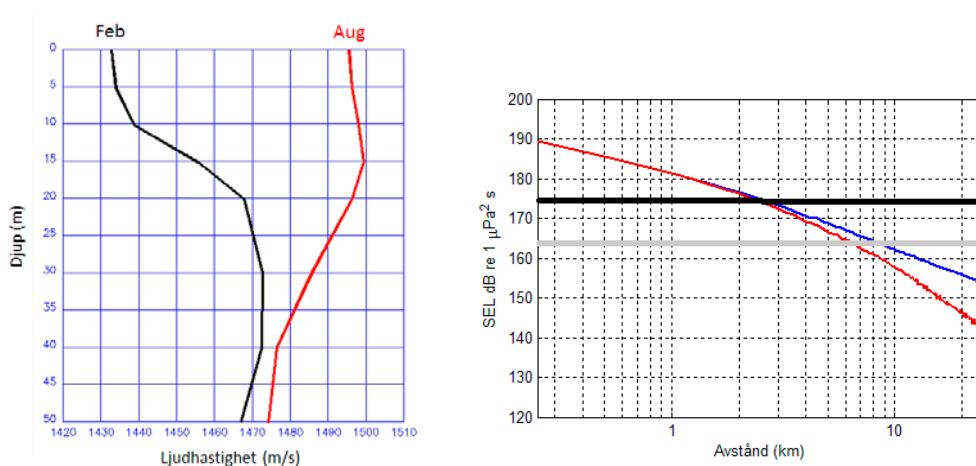
Ljudhastighetsprofiler är baserade på klimatologiska data från SMHI och skall ses som typvärden för de valda månaderna februari och augusti samt för området i stort. I själva verket kan ljudhastighetsprofilen variera relativt mycket över tid. Högupplöst bottendata kommer från SGU och ska efterlika en tyvbotten för det specifika havsområdet. Den tyvbotten som valts att används i beräkningarna är den som bland de olika botten typerna i havsområdet anses vara vanligast förekommande. Vattendjup för respektive område kommer från en av Sjöfartsverkets databaser.

Beräknade ljudnivåer är starkt beroende på vilka miljöparametrar som används i modellen. Ljudegenskaper för bottensedimenten saknas ofta. Samma typ av botten kan ha olika akustiska egenskaper. I avsaknad av lokalt bestämda data skall den modellerade ljudutbredningen betraktas som ett vägledande. De uppmätta värdena kan komma att skilja sig från de modellerade. För att öka resultatens noggrannhet bör de lokala akustiska egenskaperna tas fram. I dessa exempel har enheten  $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  används för att illustrera mottagna ljudnivåer som funktion av avstånd. Detta beror dels på att data levererades i denna enhet från Tyskland samt att denna enhet är lämplig till att studera påverkan på hörsel hos tumlare. Denna enhet fungerar även för att studera skada på fisk. Det skall dock noteras att uppkomsten av en skada även är beroende av antal ljudpulser över tiden som i fallet med fisk där de föreslagna ljudnivåerna ( $174\text{ dB re } 1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ) baseras på en exponering i 24 minuter (960 pulser), där fisken inte hade någon möjlighet att förflytta sig.



### 2.5.1 Kattegatt

I Kattegatt antas botten bestå av ett 0,5 m tjockt sedimentlager av vattnig lera ovanpå ett 20 m tjockt sedimentlager av sand och underst en kristallin berggrund. Salthalten sattes till 34 psu. Beräkningarna gjordes ut till ett avstånd av 25 km. Vattendjupet i området längs bäring 45° till 225° varierade mellan 20 och 40 m. Ljudhastighetskurvor som representerar typisk februari (vinter) samt augusti (sommar) användes (Figur 3, vänster). Augusti uppvisar en nedåtbrytande profil vilket leder till att ljudet bryts ner mot botten som i sin tur absorberar en stor del av ljudet. Under februari bryts ljud producerad från ytan ner till 20 m djup upp mot ytan. Ytan reflekterar ljudet som därmed blir inlåst i en kanal. Vid en pålning med en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  kommer ljudet i februari gå längre än i augusti (Figur 3, höger). Fenomenet blir tydligt vid ungefär 3 km avstånd, vid vilket de två kurvorna divergerar. Denna ljudutbredning kan anses åt det extrema hållet men inte sällsynt i området. De två vertikala linjerna markerar två av de föreslagna skadliga ljudexponeringsnivåerna för fisk respektive tumlare. Det bör understrykas om källstyrkan ändras förskjuts den blå och röda linjen vertikalt. Tabell 3 visar på mottagna ljudexponeringsnivåer vid olika avstånd när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ .



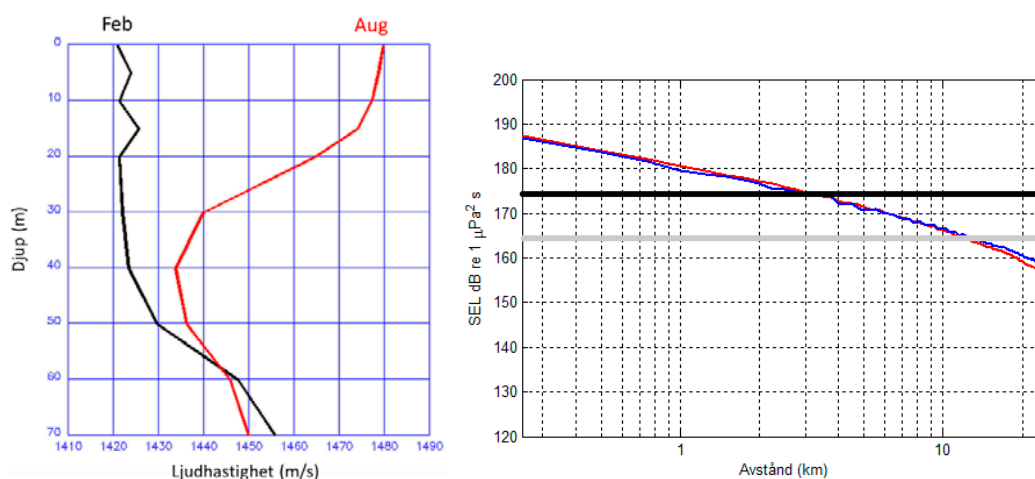
Figur 3 Vänster: Ljudhastighetsprofiler för februari (svart) och augusti (röd) i Kattegatt. Höger: Ljudutbredningen för ett pålningsslag med en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  som funktion av avstånd längs bäring 45° till 225° i Kattegatt. Beräkningarna är gjorda med ljudhastighetsprofiler typiska för februari (blå) och augusti (röd). Grå linje visar det förslag till skadlig ljudnivå för TTS för tumlare (164 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ) och svart linje för mortalitet och skada på inre organ för fisk (174 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ). Notera att skadan även är beroende av antal ljudpulser över tiden. Figuren visar exempel på modellerad ljudutbredning med särskilda ljudutbredningsförhållanden och antaganden om exponering, se förklarande text i avsnitt 2.5.

**Tabell 3 Ljudexponeringsnivån  $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  som funktion av avstånd i Kattegatt när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ .**

Avstånd från källan (km)	$\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ (dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) FEB	$\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ (dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) AUG
0,75	183	183
1,5	179	178
3	169	172
5	157	166
10	162	158
20	155	146

## 2.5.2 Hanöbukten

I Hanöbukten antas botten bestå av ett 0,5 m tjockt lerlager ovanpå 3 m morän och underst kalksten. Salthalten sattes till 8,6 psu. Beräkningarna gjordes ut till ett avstånd av 25 km. Vattendjupet i området längs bäring 90° till 270° varierade mellan 50 och 60 m. Källdjupen sattes till 32 m. Ljudhastighetsprofilerna visar stora olikheter från ytan ner till 30 m på grund av att ytvattnet är uppvärmt i augusti. Under 30 m blir skillnaden mellan profilerna mindre. Då ljudhastighetsprofilerna inte skiljer sig åt nämnvärt vid källdjupet blir dämpningen jämförbara för de två månaderna och den mottagna nivån vid olika avstånd snarlika för en pålning med en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  (Figur 4, vänster). Om källdjupet var grundera skulle det blir en skillnad mellan månaderna likt den för Kattegatt. Denna ljudutbredning kan anses åt det extrema hållet men inte sällsynt i området. De två vertikala linjerna markerar två av de föreslagna skadliga ljudexponeringsnivåerna för fisk respektive tumlare (Figur 4, höger). Om källstyrka förändras kommer även avstånden att ändras. Tabell 4 visar på mottagna ljudexponeringsnivåer vid olika avstånd när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ . Här ses likheterna i dämpningen som funktion av avståndet tydligt.



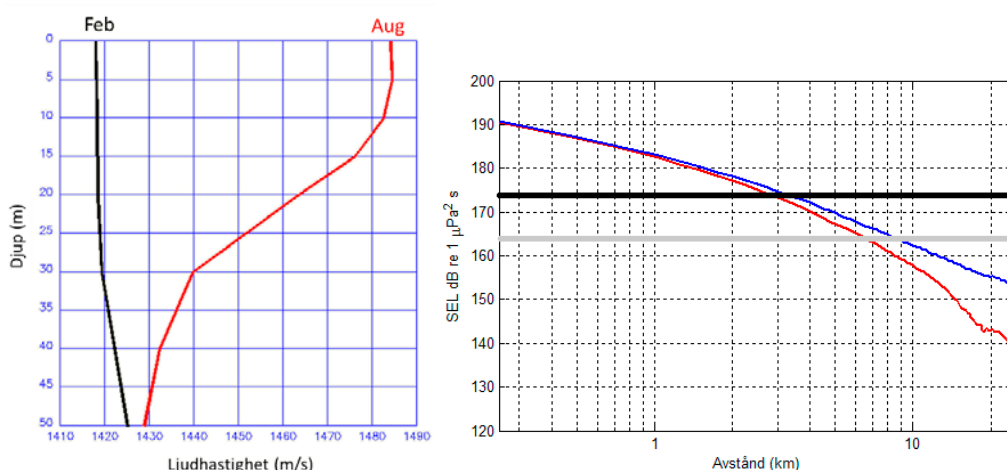
Figur 4 Vänster: Ljudhastighetsprofiler för februari (svart) och augusti (röd) i Hanöbukten. Ljudhastighetsprofiler för februari (svart) och augusti (röd). Höger: Ljudutbredningen för ett pålningslag med en ekvivalent källstyrka på 226 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  som funktion av avstånd längs bäring 90° till 270° i Hanöbukten. Beräkningarna är gjorda med ljudhastighetsprofiler typiska för februari (blå) och augusti (röd). Grå linje visar det förslag till skadlig ljudnivå för TTS för tumlare (164 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ) och svart linje för mortalitet och skada på inre organ för fisk (174 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ). Notera att skadan även är beroende av antal ljudpulser över tiden. Figuren visar exempel på modellerad ljudutbredning med särskilda ljudutbredningsförhållanden och antaganden om exponering, se förklarande text i avsnitt 2.5.

**Tabell 4 Ljudexponeringsnivån  $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  som funktion av avstånd i Hanöbukten när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ .**

Avstånd från källan (km)	$\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ (dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) FEB	$\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ (dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) AUG
0,75	182	182
1,5	178	179
3	175	175
5	171	171
10	167	166
20	160	159

### 2.5.3 Södra Östersjön

I Södra Östersjön i närheten av Midsjöbankarna antas botten bestå av ett 20 m tjockt sandlager ovanpå en kristallin berggrund. Salthalten sattes till 7,8 psu. Beräkningarna gjordes ut till ett avstånd av 25 km. Vattendjupet i området längs bäring 90° till 270° varierade mellan 20 och 50 m. Ljudhastighetsprofilerna visar stora olikheter ner till 40 m då ytvattnet är varmt i februari för att sedan bli jämnare på större djup (Figur 5, vänster). Under augusti uppstår en nedåtbrytande profil vilket leder till en större dämpning av ljudet än för februari. Detta får till resultat att ljudet blir högre på ett avstånd längre än ca 2 km i februari jämför med augusti (Figur 5, höger). Vi dessa beräkningar användes en ekvivalent källstyrka av 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ . Denna ljudutbredning kan anses åt det extrema hållet men inte sällsynt i området. De två vertikala linjerna markerar två av de föreslagna skadliga ljudexponeringsnivåerna för fisk respektive tumlare. Om källstyrka förändras kommer även avståndet att ändras. Tabell 5 visar på mottagna ljudexponeringsnivåer vid olika avstånd när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ .



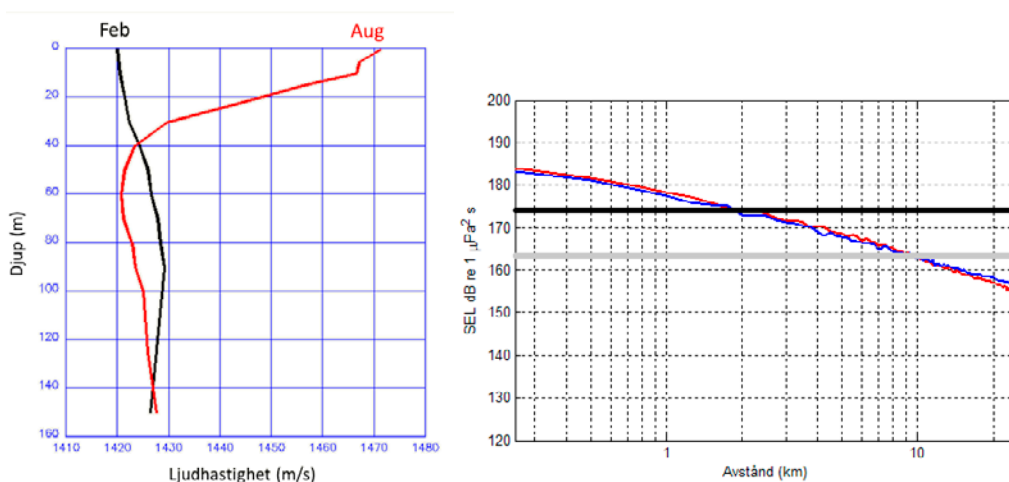
Figur 5 Vänster: Ljudhastighetsprofiler för februari (svart) och augusti (röd) i södra Östersjön. Höger: Ljudutbredningen för ett pålningsslag med en ekvivalent källstyrka på 226 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  som funktion av avstånd längs bäring 90° till 270° i Södra Östersjön. Beräkningarna är gjorda med ljudhastighetsprofiler typiska för februari (blå) och augusti (röd). Grå linje visar det förslag till skadlig ljudnivå för TTS för tumlare (164 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ) och svart linje för mortalitet och skada på inre organ för fisk (174 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ ). Notera att skadan även är beroende av antal ljudpulser över tiden. Figuren visar exempel på modellerad ljudutbredning med särskilda ljudutbredningsförhållanden och antaganden om exponering, se förklarande text i avsnitt 2.5.

Tabell 5 Ljudexponeringsnivån  $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  som funktion av avstånd i södra Östersjön när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ .

Avstånd från källan (km)	$\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ (dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) FEB	$\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ (dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) AUG
0,75	185	184
1,5	180	180
3	175	173
5	170	167
10	162	159
20	155	143

### 2.5.4 Bottenhavet

I Bottenhavet antas botten bestå av ett 5 m tjockt lerlager ovanpå ett 20 m tjockt sandlager, och underst berggrund. Salthalten sattes till 6,5 psu. Beräkningarna gjordes ut till ett avstånd av 25 km. Vattendjupet i området längs bäring 90° till 270° varierade mellan 70 och 90 m. Källdjupen valdes för att ge upphov till högsta möjliga nivåer, vilket för februari är 35 m och för augusti 52 m. Vid dessa djup är båda ljudhastighetsprofilerna nästan lika, vilket förklarar att det inte blir någon större skillnad i ljudnivåer för februari och augusti (Figur 6, vänster). Detta resulterar att den mottagna ljudnivån vid olika avstånd kommer vara i stort sett lika oberoende av månad (Figur 6, höger). Vi dessa beräkningar användes en ekvivalent källstyrka av 226 dB re 1 $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(enkel)</sub>. Denna ljudutbredning kan anses å det extrema hållet men inte sällsynt i området. De två vertikala linjerna markerar två av de föreslagna skadliga ljudexponeringsnivåerna för fisk respektive tumlare. Om källstyrka förändras kommer även avstånden att ändras. Tabell 6 visar på mottagna ljudexponeringsnivåer vid olika avstånd när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 dB re 1 $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(enkel)</sub>. Här ses likheterna i dämpningen som funktion av avståndet tydligt.



Figur 6 Vänster: Ljudhastighetsprofiler för februari (svart) och augusti (röd) i Bottenhavet. Höger: Ljudutbredningen för ett pålningsslag med en ekvivalent källstyrka på 226 dB re 1 $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(enkel)</sub> som funktion av avstånd längs bäring 90° till 270° i Bottenhavet. Beräkningarna är gjorda med ljudhastighetsprofiler typiska för februari (blå) och augusti (röd). Grå linje visar det förslag till skadlig ljudnivå för TTS för tumlare (164 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(enkel)</sub>) och svart linje för mortalitet och skada på inre organ för fisk (174 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(enkel)</sub>). Notera att skadan även är beroende av antal ljudpulser över tiden. Figuren visar exempel på modellerad ljudutbredning med särskilda ljudutbredningsförhållanden och antaganden om exponering, se förklarande text i avsnitt 2.5.

**Tabell 6 Ljudexponeringsnivån SEL<sub>(enkel)</sub> som funktion av avstånd i Bottenhavet när den ekvivalenta källstyrkan var satt till 226 dB re 1 $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(enkel)</sub>.**

Avstånd från källan (km)	SEL <sub>(enkel)</sub> (dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s) FEB	SEL <sub>(enkel)</sub> (dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s) AUG
0,75	178	179
1,5	174	176
3	171	171
5	168	169
10	162	163
20	159	157

## 3 Pålning som ljudkälla

### 3.1 Anläggningstekniker

För att stabilisera marken inför en byggnation av hus, järnvägar eller broar eller som grund för havsbaserade vindkraftverk använde sig industrin av pålning. I dagsläget finns det olika tekniker för att få ner någon form av påle i marken. I huvudsak används slagpålning, vibrationspålning eller borring. I många fall används en kombination av dessa tekniker för att få ner pålen till önskat djup. Pålarna kan ha en varierad diameter från ett par decimeter för hamnkonstruktioner till upp mot sex till åtta meter för ett havsbaserat vindkraftsverk, en s.k. monopile (Figur 7). För att förankra ett fackverksfundament eller en tripod i botten används även mindre pålar som slås ner i botten, och i vissa fall sker då pålningen helt under vattnet. I de fall där man skall stärka upp ett specifikt markområde kan spånt av metall, trä eller betong även användas. En oönskad effekt av dessa anläggningstekniker är att de kan alstra höga ljudnivåer vilka påverkar marina organismer negativt (Andersson och Sigray, 2009; OSPAR, 2009). Detta gäller även troligtvis då pålningen sker i närhet av vattendrag och inte i själva vattnet då vibrationer färdas i marken och ut i vattnet. Dock saknas mätningar och studier hur allvarlig pålning i närheten av vattendrag är, då det är många faktorer som spelar in som exempelvis botten- och marksammansättning, pålningsteknik och avstånd till vattnet. Nedan ges en kortare beskrivning av några av de tekniker som används idag för i huvudsak pålning av havsbaserad vindkraft, även om några exempel och data tas från aktiviteter från land. Det finns många fler anläggningstekniker men de övriga är på teststadium eller har inte använts i någon större skala. För en utförligare beskrivning i ämnet rekommenderas rapporterna Saleem (2011) och OSPAR (2014).



Figur 7 Vänster, pålning av en hamnstruktur i en hamn i Ålseund, Norge (Foto: Mathias Andersson, FOI). Höger, ett pålningsfartyg i den tyska Nordsjön som förberedde en pålning av ett havsbaserat vindkraftsfundament (Foto: Markus Linné, FOI).

### 3.1.1 Slagpålning

Med slagpålning (dynamisk drivning) (eng: pile driving) menas att man med hjälp av en hydraulik- eller dieselmotordriven hammare slår ner ett rör eller balk i mark eller havsbotten. Det förekommer även att en fallande tyngd (hejare) används för att slå ner pålen i marken. Slagenergin med hammare eller vikten av den fallande tyngden kan variera stort beroende på typ av påle samt markförhållanden och enkelt sett ger mera energi och större vikt mer utsänt buller. Det finns vissa hammare som kan slå med upp till 3000 kJ och dessa används idag i offshoreindustrin. I framtiden kan man förvänta sig att de största pålarna/fundamenten (s.k. monopiles) för havsbaserade konstruktioner kan nå upp till 8 m i diameter eller mer. Monopilefundament för havsbaserad vindkraft fungerar bäst för ett vattendjup av 10–35 m och omkring 80 % av alla vindkraftverk står idag på pålade monopilefundament (OSPAR, 2014). För att kunna bygga vid större djup behövs även större fundament. Enligt Saleem (2011) behövs det fundament på minst 7–8 m i diameter för att klara 40 m djup och vid dessa djup är man inte riktig ännu. Fackverks- och tripodfundament kan placeras på djupare områden (ner till 50–60 m) och i dessa fall pålar man fast benen med mindre pålar än traditionella monopiles (Hammar m.fl., 2008; Saleem, 2011). I Sverige har ett par vindkraftsparker anlagts med slagpålning t.ex. Utgrunden i Kalmarsund (McKenzie-Maxon, 2000). Fördelarna med slagpålning, enligt Saleem (2011), är att det är en enkel design, väl beprövad teknik, klarar många olika markförhållanden och det är relativt enkelt att beräkna hållfastheten (eng: bearing capacity) för monopilen i olika markförhållanden, d.v.s. hur bra sedimentet håller fast pålen. Nackdelarna är att det är den metod som genererar högsta ljudnivåer. Samtidigt är stål dyrt och desto djupare man behöver anlägga desto mera stål går det åt och konstruktionen blir tyngre. När man skall avveckla fundamentet går det inte heller att ta bort hela strukturen utan det som finns i havsbotten eller marken lämnas kvar.

### 3.1.2 Vibrationspålning

En annan metod som används är vibrationspålning (eng: vibro-piling). Denna metod går ut på att pålen vibreras ner i marken med en frekvens av ca 20–40 Hz (OSPAR, 2014). Motroterande vikter inducerar detta vibrerande och underlättar pålens penetration i botten. För stora pålar kan flera vibrerande system appliceras. Ibland kan det vara nödvändigt att ändå slagpåla en viss bit på grund av varierad havsbottenstruktur (t.ex. hårda strukturer som stenblock) i samband med vibrationspålning. Eftersom vibrationerna är förhållandevis lågfrekventa kan den så kallade cut-off frekvensen göra att den i vissa frekvenser dämpas ut av botten. Detta gäller bara vid grunda förhållanden på djup mindre än ca 40 meter. Kombinationen av vibrationspålning och slagpålning gör att den totala bullernivån blir lägre än den som skulle vara med bara slagpålning eftersom färre antal slag behövs för att driva ner pålen. I några fall har en lägre bredbandig medelnivå på 15 till 20 dB uppmäts jämfört med vanlig slagpålning (Elmer m.fl., 2007a; Betke och Matuschek,

2010). Det är dock mer av en kontinuerlig karaktär vilket gör jämförelsen av ljudnivåer från slagpålning, som är mer av en impulsiv karaktär, inte är helt korrekt (CSA Ocean Sciences Inc., 2014). I dagsläget har några havsbaserade vindkraftsparker anlags i Storbritannien och Nederländerna, helt eller delvis med hjälp av vibrationspålning, med goda resultat (OSPAR, 2014). Man har då använt sig av fundament med en diameter upp sex meter. Om vibrationspålning eller slagpålning är lämpligt beror i huvudsak på sammansättningen av havsbotten/marken där pålning skall ske. Fördelarna med vibrationspålning, enligt Saleem (2011), är att det finns ingen direkt gräns för hur stora fundament man kan påla ner, det går ofta fortare än vid slagpålning, det är billigare och ger generellt lägre nivå av utstrålat buller samt att vibreringstekniken kan användas när ett fundament skall tas bort. Nackdelarna är att hållfastheten är svår att uppskatta och konstruktionen är mindre pålitlig, och ofta måste vissa delar slås ner ändå. Dessutom innebär tekniken något mera komplex hantering av den utrustning som behövs.

### **3.1.3 Borrning**

Ett tystare men mera komplicerat anläggnings sätt är borrning, och liksom vid vibrationspålning är ljudet mer kontinuerlig jämfört med slagpålning. Det finns stor erfarenhet från borrning i offshoreindustrin. I korthet fungerar borrning genom att en borrhäls sätts inuti fundamentet och förs ner till botten. Borrningen tar sig ner i botten och restmaterial transporteras upp genom fundamentet. I vissa fall kan pålen slås ner i botten den sista biten för att skapa bättre hållfasthet. Bottenbeskaffenheten avgör om borrning är möjligt och det är främst lämpligt för tillfällen med hårdare material i berggrunden så som kalksten eller sandsten, men även i sandbottnar då det finns stora stenar inblandat. Monopilefundament upp till en diameter av 4,5 m har borrats ner i Storbritannien (OSPAR, 2014). En av de första svenska havsbaserade vindkraftsparkerna, Bockstigen vid södra Gotland, anlades med borrning. Fördelarna med borrning, är att man kan anlägga monopile i mycket hårda bottnar eller bottnar med olika hållfasthet, och ljudnivån är lägre än vid slagpålning. Nackdelarna är att det tar längre tid med borrning än med slagpålning, det blir mycket material att transportera bort. Man måste ofta slå ner pålen sista biten och hållfastheten är svår att beräkna.

### **3.1.4 Hög frekvens – låg energi pålning**

En variant av slagpålning är att använda sig av en teknik där slagenergin minskas men slagfrekvensen ökas (eng: HiLo piling). Normal slagpålning har en slagfrekvens på omkring 40 slag/min men HiLo-tekniken använder omkring 90 slag/min. Den minskade slagenergin minskar även det utstrålade bullret. Detta är ingen vanlig metod i dagsläget men den har testats i Tyskland (Wilke m.fl., 2012).



## 3.2 Pålning som ljudkälla

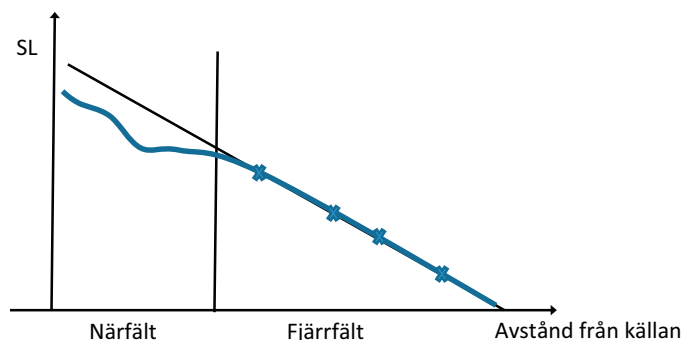
För att förstå och uppskatta buller i samband med pålning måste man ha en bra källmodell och en rimlig spridningsmodell. Modelleringen bör delas in i närfält och fjärrfält. Om man mäter på ett visst avstånd vill man använda en lämplig modell för att beräkna/prediktera bullerfältet på andra avstånd. Det behövs även en del antaganden. Dessa kan vara:

- Pålningen sker i grunda vatten mellan 20 till 100 meters vattendjup
- Bullret i fjärrfältet har ett enkelt avståndsberoende som kan beskrivas som ett linjärt förhållande mellan ljudtrycknivå (SPL) i dB och avstånd, men i närfältet är förhållandet komplicerat och kan ej beskrivas som ett linjärt förhållande mellan SPL dB mot avståndet.
- Botten består alltid av sediment. Sediments karaktär ges av en bottenundersökning innan konstruktionsfasen. Mjuka sediment behöver inte samma hammarenergi som hårdare och fasta sediment.

### 3.2.1 Källan

Pålning som bullerkälla beskrivs av de Jong och Ainslie (2008) som en mekanisk massa (hammaren eller hejaren) som träffar pålen i vertikal riktning mot en liten yta som motsvarar pålens tvärsnitt. Massan kan vara upp mot på 1000 kg. Hastigheten vid träffen mot pålen är kring 10 m/s. I huvudsak genereras tryckvågor (P-vågor), som har den högsta hastigheten i fasta material, d.v.s. de når först en viss punkt innan senare vågtyper (faser) ankommer. Vid beräkning av totala energin kan dock både P-vågspulsen och andra faser behöva beaktas. P-vågorna genererar en radial förskjutning vilket ger den horisontella delen av ljudfältet. Detta blir bullerkällan ut i vattenvolymen. I den närmaste omgivningen till pålningen i närfältet är utbredningen ickelinjär och för detta område saknas empiriska modeller (Figur 8). Gränsen mellan fjärrfält och närfält D kan uppskattas med ekvation (1), där A är pålens dimension och  $\lambda$  är våglängden. Man kan se att det finns risk att överskatta källstyrkan (eng: Source Level – SL) om en ren extrapolation nyttjas. En påle på 80 m längd (ljudhastigheten 1500 m/s och vid 10 Hz) kommer att kunna ha ett närfältsområde upp till ca 150 m.

$$D = A^2/\lambda \quad \text{ekv (1)}$$



Figur 8 Illustration av ljudfältets närfält och fjärrfält vid pålning, modifierad från Nedwell och Howell (2004).

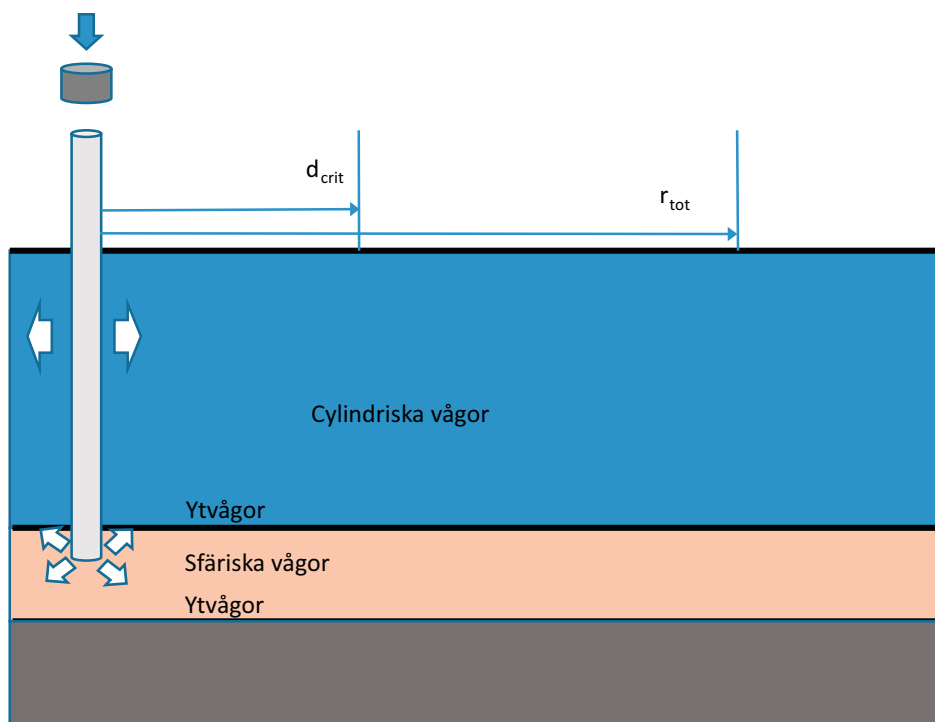


Följande viktiga variabler som påverkar den genererade bullernivån vid källan har identifierats av de Haan m.fl. (2007).

- Energin i hammarslagen. Om man stegvis ökar slagenergin kommer den att nå sin avsedda nivå efter en visst förutbestämd tid. Denna energistegring skall anpassas till pålningsområdet geologiska egenskaperna i botten, vattendjup och krav på skyddet av miljön. Eftersom totala energin är kopplad till repetitionsfrekvensen av slagen som kan variera från mindre än 1 sekund till flera sekunder ger den också ett ingångsvärde i planeringen.
- Pålens material, diameter och längd.
- Hur djupt ner i sedimentet pålen skall slås.
- Bottens eller markens beskaffenhet och pålningsmotstånd.

Eftersom det uppstår en radiell tryckkomponent längs med hela pålen kan källan beskrivas som en utstrålad linjekälla. Detta ger att även den horisontella linjekällan kvarstår när pålen har börjat penetrera sedimentet. Utanför närfältet kan man anta att källan har en karaktär av en punktkälla.

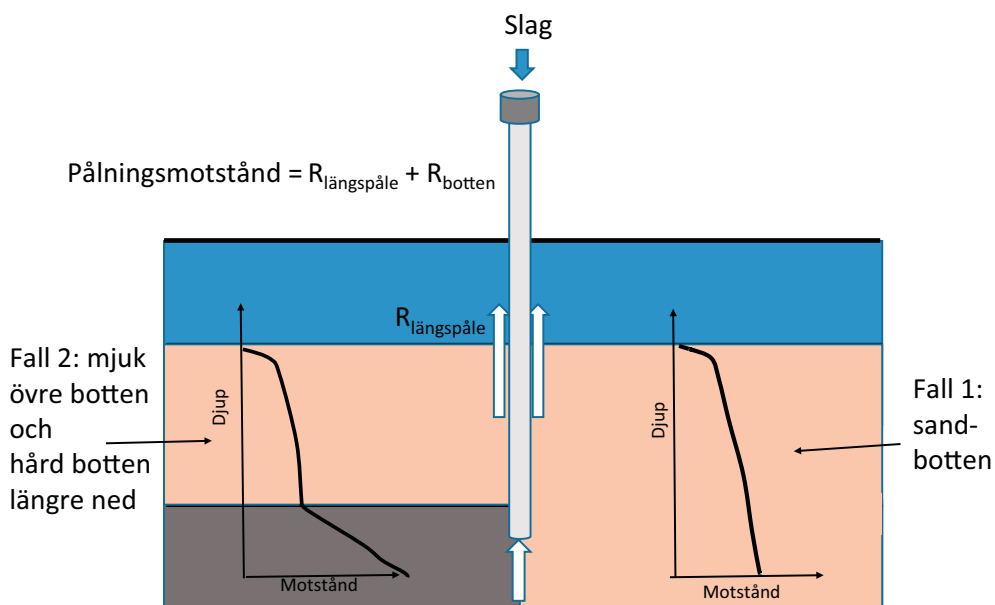
Man kan dela in det utstrålande pålgenererade bullerfältet vid källan i tre delar med utgångspunkt från närfältet (Figur 9), se även Massarsch och Fallenius (2008).



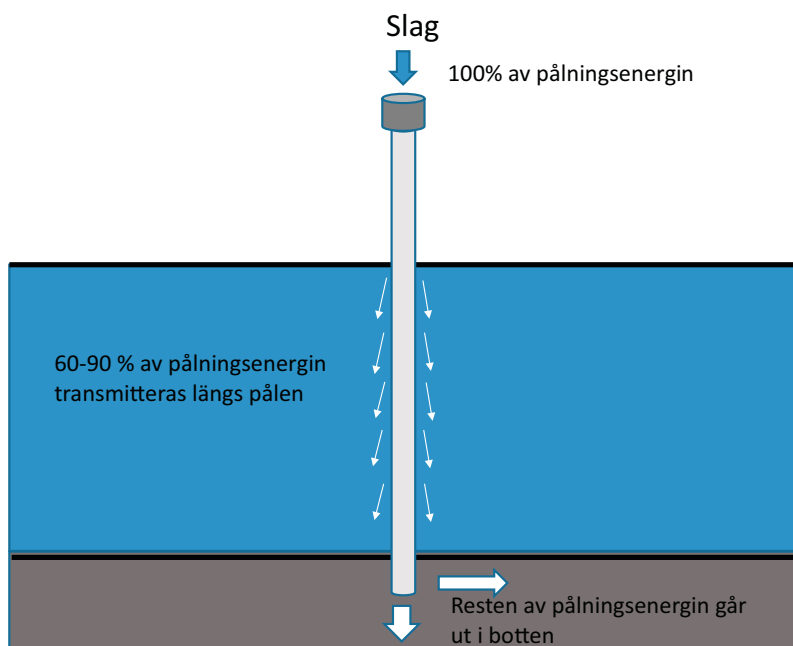
Figur 9 Bullerkällor i samband med pålning, modifierad från Massarsch och Fellenius (2008).

Dessa delar består av ytvågor i gränsytorna, cylindrisk våg längs med hela pålen och sfäriskt vågor ut från pålen som går ner i botten. Dessa tre komponenter sammanfaller på ett avstånd  $r_{tot}$ . Avståndet  $d_{crit}$  i Figur 9 är det minsta avståndet från pålen där tryckvågorna från pålens botten och vågorna radiellt ut från pålen samt från hammaren högst upp kan bilda ett gemensamt bidrag vid ytan. En annan studie som också beskriver källans egenskaper både teoretiskt och experimentellt är Reinhall och Dahl (2011). De kommer fram till ett liknande resultat att energin som ger bullerfältet i vattnet består i huvudsak av radiella vågor från pålen. Vidare kommer de också fram till tre huvudsakliga källkomponenter, en radiell plan våg från pålen, en kon ut från pålens rot i sedimentet och en kon ut från toppen av pålen där hammaren träffar pålen.

Bottens beskaffenhet och pålningsmotstånd påverkar hur stor bullerenergi som kan genereras i botten och vattnet i samband med pålningen. I Figur 10 visas två olika fall av botten, en sandbotten och en mjukbotten med en hårdare lager längs ned. Vid pålning för med sand (Fall 1) kommer det utstrålade bullret att öka nästan linjärt med ökat pålningsdjup och motstånd medan för den mjuka botten (Fall 2), är det en liten förhöjd nivå i början av pålningen eftersom pålningen går lätt i ett tidigt skede med en relativt låg nivå på det utstrålade bullret tills pålen når den hårdare botten där motståndet är högre. Motståndet i botten som pålen möter är den enskilt största källan till bullergenereringen i samband med pålning. Detta gäller på land såväl till havs. Markrörelser är inte direkt kopplade till slagenergin utan är en kombination av flera saker. Förutom motståndet i bottensedimenten och slagenergin så är längden på pålen, diameter på pålen och material i pålen också något som påverkar den utstrålade bullerenergin. Huvuddelen av energin som fortplantar sig genom pålen fortsätter ut i botten. Den delen av pålen som ligger ovanför botten i vattnet genererar direkt enbart ca 1 % av energin direkt ut i vattnet i form av akustisk energi. Men denna mindre del av pålningsenergin kan dock åstadkomma mycket höga trycknivåer i vattnet. Resten av energin transmitteras längs pålen och ut i dels vattenvolymen och dels i botten (Figur 11). Denna energi bidrar också till genererade pålningsbullret. En stor del av energin som går ner i botten omvandlas till andra energiformer som t.ex. värme, se Elmer m.fl. (2007b). Omvandling av buller från botten till vattnet kan förstås också ske, framför allt om det är en hård botten. De högfrekventa delarna i bullret från botten till vattenvolymen dämpas mer än de lågfrekventa. Räckvidden (eller de lägre spridningsförlusterna) av de lågfrekventa bullerkomponenterna i bottensedimentet är dock mycket större. Eftersom botten, påle, vatten och luft samverkar vid bullergenerering är det viktigt att vid källan beakta alla komponenter framför allt vid val av bullerdämpande metoder. Om man bara studerar det horisontella avståndet på korta avstånd mellan bullerkällan (pålningsstället) och mätplatsen kan det bli en felaktig relation mellan uppskattad och faktisk bullernivå.



Figur 10 Konceptuell bild av hur botten pålningsmotstånd ( $R$ =motstånd) påverkas av botten typ för två olika typbottnar, sand (Fall 1) och mjukbotten med en hård nedre del (Fall 2). Modifierad bild från Massarsch och Fellenius (2008).



Figur 11 Andel utstrålad energi från pålningshammaren i de olika delarna, botten och vattenvolym i relation till den totala energin. Enbart en liten del av energin går ut direkt ut i vattnet. Den största delen leds ut först efter transmission i pålen. Omarbetad figur från Elmer m.fl. (2007b).

### 3.2.2 Faktorer som påverkar utstrålat buller

När man pålar i sediment och lösa avlagringar finns det fyra viktiga faktorer som påverkar det utstrålande bullret som genereras vid slagpålning (Elmer m.fl., 2007b). Dessa är:

- 1) Vågutbredningen i pålen: energin genererad genom slaget av hammaren mot pålen och som leds genom pålen
- 2) Övergången mellan påle och mark: längs med pålen och ner till botten av pålen
- 3) Vågutbredning i vatten, marken och botten: akustisk impedans och egenskaper i och mellan de olika medierna
- 4) Dynamiska egenskaper: den dynamiska responsen i pålen, botten och alla strukturer. Det beskriver hur materialet transporterar slagenergin utan att deformeras.

Då en påle trycks ned långsamt i marken eller havsbotten så uppstår inga eller endast mycket svaga vibrationer eller buller. När pålens nedträngningshastighet ökar så ökar också bullerintensiteten. Det finns ett beroende mellan de dynamiska krafterna som uppstår i gränssytan mellan pålen och de omgivande medierna. Bullret uppstår genom den stötvåg som skapas i pålen när hammaren slår mot pålen. Denna stötvåg utbreder sig genom pålen och överförs längs pålens mantel och vid pålspetsen till botten som pålen penetrerar. Det buller som överförs från pålens mantel och spets till omgivningen är olika vågtyper t.ex. tryckvågen. Pålningbullret avtar ofta med ökande avstånd från vibrationskällan men kan förstärkas i bottenlager eller strukturer på grund av resonanseffekter. Det som påverkar källstyrkan på en viss plats är därmed en integrationseffekt mellan bottenens elastodynamiska egenskaper, pålmaterial, påldimensioner, hammarmaterial, slagenergi, slag-frekvens, vattendjup och pålen penetrationsdjup.

### 3.2.3 Mått och enheter

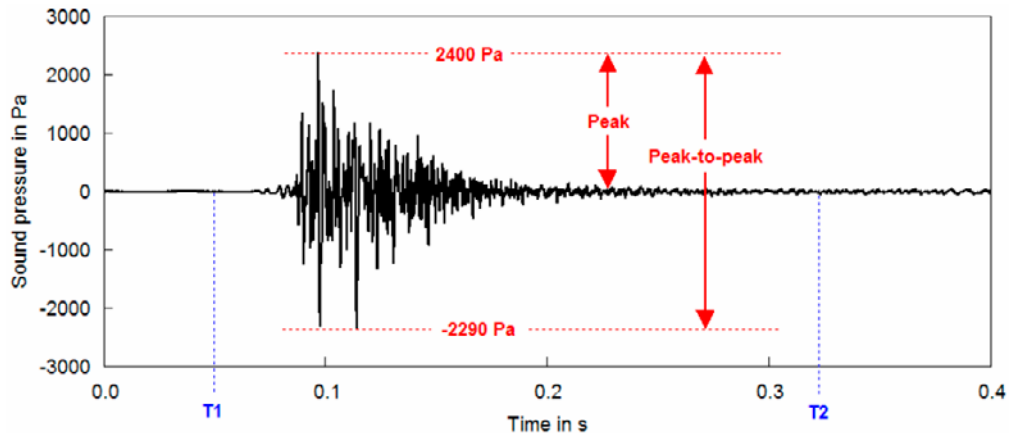
Något som är viktigt är att definiera olika mått för att kunna kvantifiera och belysa bullernivåerna på de sätt som är nödvändigt ur miljösynpunkt. Till skillnad från buller inom luftakustik finns det väldigt få standarder för undervattensbuller. I USA har American National Standards Institute (ANSI) publicerat en rad standarder som t.ex. hur man skall mäta buller från fartyg och viss terminologi, men på ISO nivå har arbetet nyligen börjat, se vidare nedan sektion 2.3.4 om ljusmättningsstandarder.

Pålning med hammarslagning är en bullerkälla som kan betraktas som ett impulsivt buller (icke-stationärt buller). Definitionen av impulsivt är att det är en kort och tydlig händelse som särskiljer sig från övrigt buller, se Vaseghi (2000). Det är viktigt att karakterisera buller som impulsivt alternativt icke-impulsivt eftersom påverkan skiljer sig väsentligt beroende på vilket hörselorgan som man jämför med (Southall m.fl. 2008). Vad som menas med kort och tydligt är områdesspecifikt. Impuls definieras som en förändring av ljudtrycket

med kort stigtid från omgivningsbullret till maximalt ljudtryck, efterföljt av en snabb minskning (Southall m.fl., 2007). Inom akustiken används ofta definitionen på impulsivt buller som en eller flera pulser som har en längd av minst 1 s (se ISO 10843:1997). Det är då relaterat till mänsklig hörsel. I undervattensakustik brukar en impuls som är mindre än 0,2 s betecknas som kort och impulsiv. Vidare delar Southall m.fl. (2007) in impulsiva ljud (impuls) i två kategorier långsam (1 s) och snabb (0,125 s). En impuls kan dessutom på ett visst avstånd och i en viss miljö formas och påverkas till en signal som inte uppfyller kriterierna för en puls och omvandlas till en icke-impuls. Samma signal kan i en annan miljö och omgivning bevaras som en impuls.

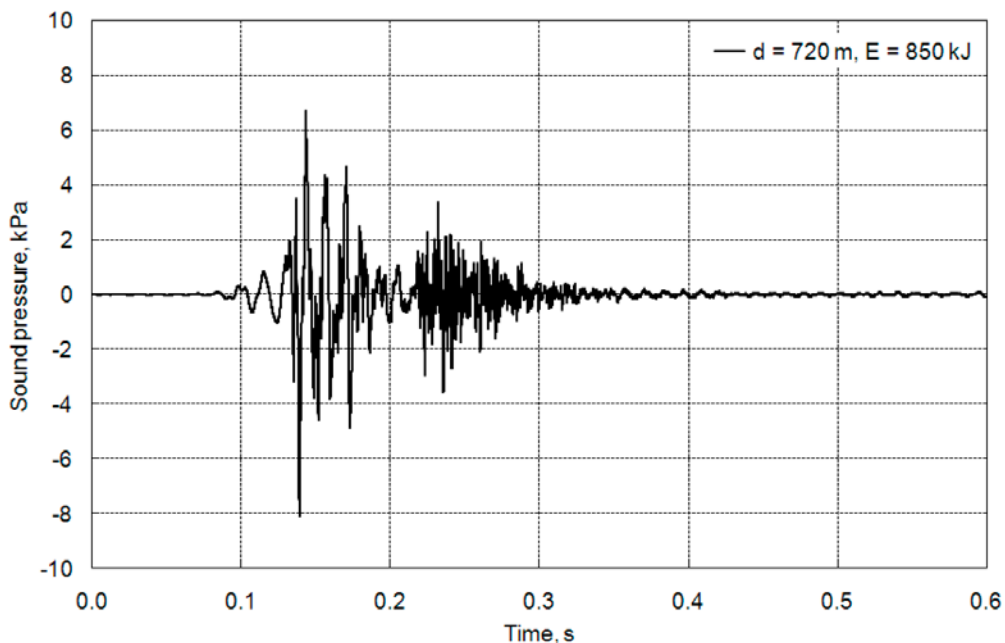
Man behöver använda sig av olika mått för att kunna beskriva nivån och energin från en pålningspuls (se illustration, Figur 12). I litteraturen finns det många olika benämningar för samma mått. I denna studie används i huvudsak använda beteckningar som finns i utkastet till ISO standarden ISO/TC 43 / SC 3 Underwater acoustics. Nedan används L för att beteckna ljudtrycksnivån. De mest användbara definitionerna relaterat pålningsbuller är:

1. topp-till-topp ljudtrycksnivå  $SPL_{(topp-topp)}$  i dB re 1 $\mu$ Pa i svensk litteratur, se Svärdröm (1987), (eng: P-P SPL, peak-to-peak Sound Pressure Level). Definieras som skillnaden mellan maximalt och minimalt övertryck och undertryck enligt  $L_{(topp-topp)} = 20\log_{10}(\max(p(t)) - \min(p(t)))$ , där t representerar att måttet beräknas i tidsserien.
2. topp ljudtrycksnivå,  $SPL_{(topp)}$  i dB re 1 $\mu$ Pa i svensk litteratur (P SPL, eng. peak Sound Pressure Level). Är det maximala absoluta värdet för övertrycket eller undertrycket enligt  $L_{(topp)} = 20\log_{10}(\max(|p(t)|))$ .
3. RMS ljudtrycksnivå eller Effektivvärde (root-mean-square Sound Pressure Level) i dB re 1 $\mu$ Pa. För en enkelpuls eller en serie av pulser. Är ett mått på pulsenergin som  $L_{(topp)} = 20\log_{10}(\text{rms}(p(t)))$ . Summeras oftast över 1 s av tidsserien eller i ett glidande medelvärde. I det senare fallet är det viktiga att uppge över vilket fönster man beräknat RMS för, d.v.s. när man startar och slutar beräkningen.
4. SEL (Sound Exposure Level) ljudexponeringsnivå är det ljudet som man utsätts för, men man använder sig av förkortningen SEL. SEL definieras som den konstanta ljudtrycksnivån summerad i ett fönster som är tillräckligt långt för att rymma en hel enkelpuls  $SEL_{(enkel)}$  och som har samma energi som referensen i motsvarande 1 s fönster. Detta mått beräknas i ett tidsfönster från T1 till T2 (Figur 12). T1 börjar när signalnivån överstiger 5 % av bakgrunden och T2 när nivån har gått ner motsvarande till 95 %. SE (Sound Exposure) är ett mått på akustisk energi och har enheten dB re 1 microPascal kvadrat sekund (dB re 1 $\mu$ Pa<sup>2</sup>s). SEL tillåter jämförelse av utstrålat buller med olika fönsterlängd och innehåll. Om man har flera pulser (pålningen av ett fundament kan ta upp mot två timmar) så kan man summera dessa som ett kumulativt mått av akustisk energi som  $SEL_{(kum)} = SEL_{(enkel)} + 10 \log(n)$  där n är antalet pulser/slag. Det är bra att då ange i texten för hur lång tid och för hur många pulser det kumulativa värdet gäller.



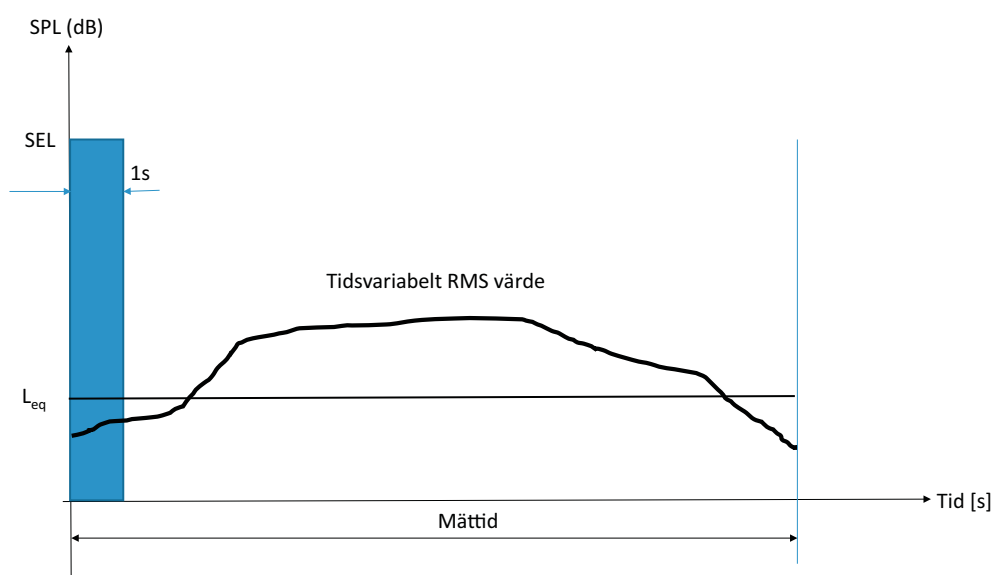
Figur 12 Exempel på  $SPL_{(topp-till-topp)}$  värde (peak-peak), och  $SPL_{(topp)}$  (peak). De beräknas i ett tidsfönster från T1 till T2. T1 börjar när signalnivån överstiger 5 % av bakgrunden och T2 när nivån har gått ner motsvarande till 95 %. Figur tagen från Betke (2008).

Författarna de Jong och Ainslie (2008) poängterar i sin studie på vikten av en bra överensstämmelse mellan modell och mätning. Ett exempel på en källsignal av pålning från en havsbaserad vindkraftpark på 720 m avstånd och en slagenergi på 850 kJ kan ses i Figur 13. Man kan se att bullret består av två olika delar, en harmonisk första del som är mer lågfrekvent (d.v.s. det är längre avstånd mellan topparna) och sedan efterföljt av ett mer högfrekvent paket (kortare avstånd mellan topparna). Dessa har då utbredd sig på olika vägar med olika dämpning genom vattnet och botten.



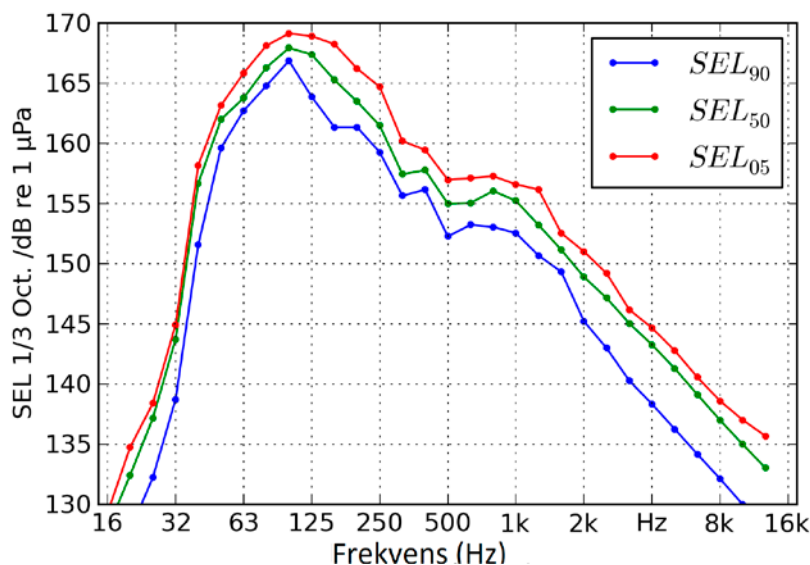
Figur 13 Typisk registrerad signal för ett enskilt pålningsslag där en mera lågfrekvent del syns först följt av en mera högfrekvent del, från Betke (2008)

Vanlig praxis är att om man har ett topp värde (peak) kan man till det addera 6 dB så får man topp-till-topp (peak-to-peak) värdet. RMS avser medelljudtrycket under en bestämd tidsenhet, t.ex. 1 s som är ett vanligt medelvärdesmått för akustik. Om pulsens längd är kortare än 1 s bör SEL korrigeras med  $SEL = SPL + 10 \log_{10} T$  där T är pulsens längd i sekunder, t.ex. 0,3 s. Kumulativt SEL ökar nivån med 10 dB för varje tiofaldigande av antal pålningsslag.  $L_{eq}$  (Equivalent continuous sound level) är också ett mått som brukar användas. Det är RMS värdet över hela mätperioden även data mellan pulserna. Förhållandena mellan de olika måtten belyses i Figur 14.



Figur 14 Illustration över förhållandena mellan SPL, RMS, SEL och  $L_{eq}$ .

Sedan kan ljudexponeringsnivå beräknas (eng: Sound Exposure Level, SEL) för en specifik plats och tid. Nivån skall då anges i dB re  $1\mu Pa^2s$ . Den beräknas över en enkelpuls för en viss tid (T1 till T2 i Figur 12) eller som en total summa över alla pulser kumulativt. För multipla pulser summeras dessa per puls som:  $L_{tot} = 10 \log_{10} \left( \sum_{k=1}^n 10^{L_k/10} \right)$  där  $L_k$  är ljudtrycket för varje puls. Eftersom SEL-värdena kan ha stor dynamik använder man sig av en övre och undre nivå i mellan vilka SEL-värdet skall befinna sig, t.ex. SEL05 till SEL90. SEL05 betyder att SEL-värdena överskrider övre 5 % av data och SEL90 betyder att värdena överskrider nivån med 90 %. SEL50 är det samma som medelvärdet. Denna räkneövning illustreras i Figur 15. Beroende på vilken av dessa nivåer man använder sig av blir det uppskattade summerade (över alla frekvenser) SEL-värdet olika. Det är viktigt att framtida rekommendationer är tydliga med vilken nivå som avses. Vidare tar inte ett bredbandigt SEL hänsyn till djurens hörselkänslighet. Mer om det i kapitel 5.



Figur 15 Spektrum i tersband av ljudexponeringsnivån från en pålningsserie samt andelen SEL där SEL<sub>90</sub> är när 90 % av nivån överskrids, SEL<sub>50</sub> är när hälften överskrids och SEL<sub>05</sub> är den 5 % högsta nivåerna. Figur från ITAP i Tyskland och visar den data som används för modelleringsexemplen.

### 3.2.4 Uppmätta ljudnivåer

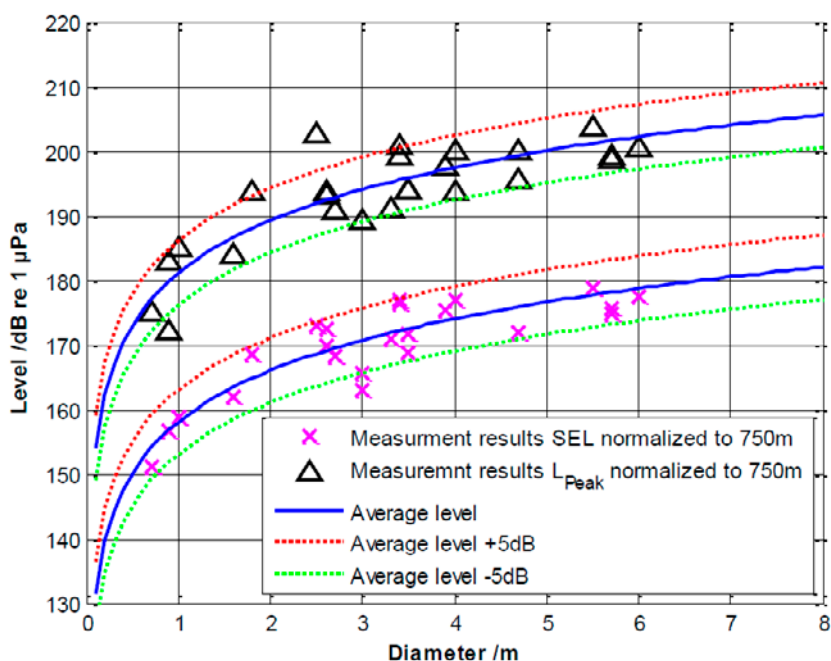
Pålning som ljudkälla generar ljud som är bredbandigt men med huvuddelen av energin mellan 100–1000 Hz (se exempel i Nedwell och Howell, 2004; de Haan m.fl., 2007; de Jong och Ainslie, 2008; Bailey m.fl., 2010; Norro m.fl., 2013). Det har gjorts många flera mätningar än som är publicerade i vetenskapliga artiklar eller rapporter men ofta är de tekniska rapporterna från mätprogram inte möjliga att få tag på, på grund av företagssekretess. Tabell 7 är en sammanfattning av ett antal uppmätta ljudnivåer från pålningar av olika fundament. Nivåerna skiljer sig ganska mycket åt då botten typ och vattenparametrar påverkar utfallet, men man kan ändå se en trend av ökad ljudnivå som funktion av pålningsdiameter. Detta förhållande visas även i Figur 16.

Som tidigare beskrevs finns det flera faktorer som bidrar till det utstrålade bullret och dessa är t.ex. pålens längd, diameter och material. Tyskland har de senaste åren byggt ett antal vindkraftsparker och deras kontrollprogram har i stort sett alltid innehållit ett program för att mäta pålningsbuller under konstruktionsfasen utan dämpningsåtgärder. Bellmann (2015) visar på ljudnivåer ( $\pm 5$  dB) i SEL från ett stort antal mätningar under konstruktionsarbeten med pålar som har en diameter på mellan 0,8–6 m (Figur 16). Det är tydligt att ljudnivån ökar med ökad diameter och det är troligt att diametern på pålarna kommer öka i framtiden för att bygga på djupare vatten. Den exponentiellt kurvanpassade ljudnivån i Figur 16 visar att nivån vid 750 m kan komma att stiga till över 180 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL och över 205 dB re  $1\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  för en påle med 8 m diameter, utan dämpningsåtgärder.



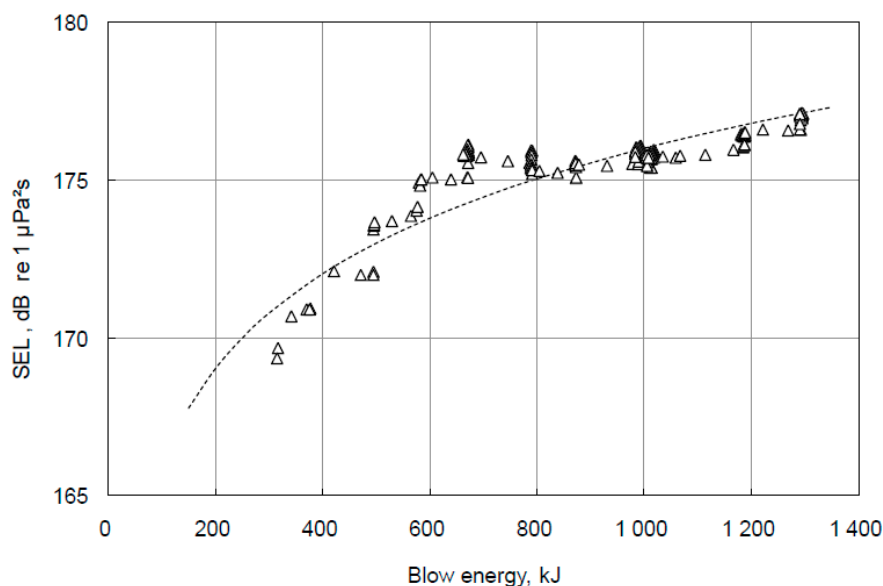
Tabell 7 En jämförelse av utsänt buller under konstruktion av diverse vindkraftsrelaterade konstruktioner utan dämpade åtgärder sorterade på pålens diameter.  $SPL_{(topp)}$  avser antingen uppmätt nivå vid 750 m eller normaliserad till 750 m samt beräknade SEL om det var möjligt. Data kommer Betke, 2008, de Jong och Ainslie 2008; Norro m.fl. 2013; Kosecka m.fl. 2015; OSC, 2015; Yang m.fl. 2015.

Plats	År	Påldiameter (m)	SEL (dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s)	$SPL_{(topp)}$ (dB re 1 $\mu$ Pa)
Hamnkonstruktion	2005	0,9	157	183
Hamnkonstruktion	2005	1	159	185
Fino 1	2003	1,6	162	184
C-Power, fas 2&3	2011	1,8	178	189
Hong Kong–Zhuhai–Macau Bridge	2014	2	167	191
Alpha Ventus	2008	2,7	174	199
Utgrunden	2000	3	166	n/a
Sky 2000	2002	3	163	189
Fino 2	2006	3,3	169	189
Amrumbank West	2005	3,5	171	191
Horns Rev II	2008	3,9	176	195
North Hoyle	2003	4	n/a	194
Q7	2007	4	177	200
Barrow	2005	4,7	n/a	195
Fino	2008	4,7	172	196
Belwind	2010	5	166	194
Northwind	2013	5	n/a	196
Kentish Flats	2015	5	180	n/a



Figur 16 Bullernivåer från uppmätta pålningsarbeten i vatten i form av  $L_{peak} = SPL_{(topp)}$  värden och SEL värden normaliserat till 750 m som funktion av påldiameter, samt en exponentiellt kurvanpassade till data med spridningsmåttet  $\pm 5$  dB. Notera att Y axeln är graderad i dB re 1  $\mu$ Pa för  $L_{peak}$  och dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s för SEL50. Figur tagen från Bellman (2014).

Slagenergi av hammaren kommer att direkt påverka den utstrålade bullerenergin. Ökad slagenergi leder till högre utstrålad energi (Figur 17) (Lepper m.fl., 2009). En enkel tumregel är att genom en fördubbling av slagenergin ökar ljudtrycksnivån med 3dB eller genom funktionen  $10\log E$  där E är relativa slagenergiökningen. Detta har verifierats genom mätningar, se Betke (2008) och Bellmann (2014).



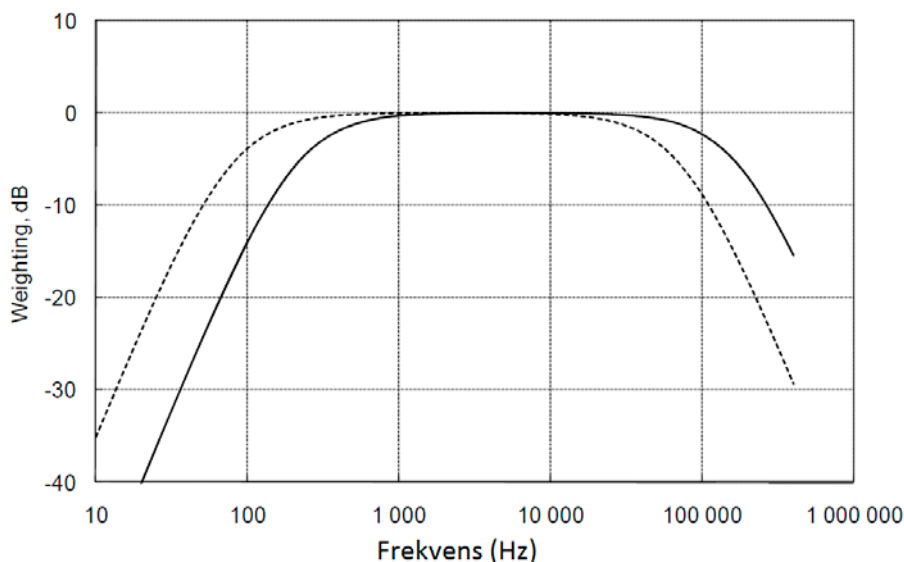
Figur 17 SEL som funktion av slagenergi. Data är inspelat på ca 200 m avstånd från pålningsaktiviteten. Djupet är mellan 8–15 m. Den streckade linjen är en logaritmisk kurvanpassning. Figuren tagen från Bellman (2014).

### 3.3 Frekvensviktning

För att ta hänsyn till en djurarts eller djurgrupps specifika hörselkänslighet har frekvensviktning introducerats, för marina däggdjur en så kallad M-viktning (Southall m.fl., 2007, NOAA, 2015). Denna viktning tonar ner inverkan från både höga och låga frekvenser, som ett bandpassfilter liknande A- och C-viktning för buller i luftakustik relaterat till mänsklig hörsel. Det finns många olika M-viktningsskurvor för olika arter och miljöer. Ett exempel på en viktningsskurva som har använts för tumlare i Nordsjön och Östersjön visas i Figur 18. Bredbandigt buller som inte viktas kommer alltid ge upphov till en lika hög eller högre nivå än en viktad nivå. Dock är det av stor vikt att rätt viktningsskurva används annars kan resultatet bli att risk för skador ökar (d.v.s. en underskattning av SEL), se Tougaard m.fl. (2015).

För att förenkla hur hörselorganet som utsätts för bredbandigt buller eller ljud fungerar och reagerar för vissa frekvenser har olika band tagits fram för att beskriva örats känslighet relativt frekvens och energi. Begreppet oktav förekommer inom akustik och musik och motsvarar en fördubbling av frekvens. Det är alltså en oktav mellan 50 Hz och 100 Hz. En oktav består av

tre terser. Varje band betecknas då som ett 1/3 oktavband. För tersband och oktavband är bandbredden proportionell mot ett filters geometriska mittfrekvens. Mittfrekvensen används som beteckning för varje filter. Inom akustikbullen används ofta tersband som är detsamma som 1/3 dels oktavband.



Figur 18 M-viktningsskurvor för tumlare (heldragen linje) och örnsålar (streckad linje), från Betke (2008) som har modifierats efter data från Southall m.fl. (2007).

### 3.4 Ljudmätningstandarder

En arbetsgrupp inom International Organization for Standardization (ISO) arbetar för närvarande med terminologin för undervattensakustik för att förtydliga vad de olika enheterna t.ex. SEL, SPL, källstyrka, mm står för och hur de definieras. Det finns ett icke officiellt utkast för standarden men flera ändringar är på gång så denna publikation går inte att refererar till i dagsläget (enligt muntlig konversation med Pete Theobald, NPL). Denna arbetsgrupp har namnet ISO/DIS 18405 Underwater acoustics – Terminology och deras arbete beräknas vara klart under 2016–2017. Vidare finns en arbetsgrupp som arbetar med pålningsbullen, ISO 18406, on Underwater acoustics – Measurement of underwater radiated sound from percussive pile driving. Denna grupp beräknas även de vara klara under första halvan av 2016. En ny arbetsgrupp beräknas starta inom kort angående bakgrundsljud (eng: ambient noise) i havet men arbetat kan ta upp till 3 år innan det blir klart.

Då ISO standarder har saknats för hur pålningsbullen skall mätas och data analyseras och presenteras har flera länder gett ut egna riktlinjer eller rekommendationer så att mätningar ändå utförs på ett likartat sett för att göra resultat jämförbara och fungera som underlag inom licensieringen för havsbaserad vindkraft. Nedan följer en kort beskrivning av olika länders riktlinjer för mätningar av undervattensbullen samt hur de är kopplade till licensiering

av pålning. Vissa länder har infört riktvärden för påverkan på marina djur i dessa dokument medan andra har det i separata riktlinjer. En vidare beskrivning av just den biologisk påverkan görs i kapitel 6.

**Tyskland** var tidigt ute med att publicera standarder för vindkraftbyggnation och deras riktlinjer tar upp både mätmetodik och dokumentationskrav (Müller och Zerbs, 2011, 2013; BSH, 2013). Det finns mycket detaljerade beskrivningar om vad man måste göra för att uppfylla kraven för licensiering när det gäller riktvärden för miljöpåverkan.

I **Danmark** håller man på att ta fram riktlinjer för undervattensljud vid pålning och påverkan på marina däggdjur. En arbetsgrupp, bildat av energinet.dk, som är ett företag ägt av Klima-, Energi- og Bygningsministeriet, har gett ut ett notat ”Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving” (Skjellerup m.fl., 2015) samt en revision (Tougaard, 2015) av detta notat efter att flera nya fältstudier i ämnet presenterats. Dock handlar det relativa lite om mätstandarder utan mera vilka nivåer ljud eller tröskelvärden som påverkar marina djur negativt.

I **Storbritannien** har National Physical Laboratory (NPL) tagit fram en Good Practise Guide (NPL, 2014) eftersom riktlinjer från någon ansvarig myndighet saknas. Arbetet beställdes av Marine Scotland, The Crown Estate, och National Measurement Office of the Department for Business, Innovation and Skills. Dock saknas en koppling till licensiering av pålningsaktiviteter. Istället regleras detta av Food and Environmental Protection Act 1985 (FEPA) och Section 34 av Coast Protection Act 1949 (CPA). Joint Nature Conservation Committee (JNCC) har gett ut ett dokument som beskriver rekommendationer för hur miljöpåverkan från pålningsbuller kan förebyggas eller minimeras (JNCC, 2010). Där finns även rekommendationer för hur ett kontrollprogram kan se ut.

För **Nederländerna** har TNO skrivit standarddokument relaterande mått, enheter och mätningar (Ainslie, 2011; de Jong m.fl., 2011) på uppdrag av Netherlands Ministry of Infrastructure and the Environment, Directorate-General for Water Affairs.

På **Irland** har Department of Art, Heritage and the Gaeltacht, gett ut riktlinjer för hur risker för störning från antropogena bullerkällor skall hanteras och förebyggas. Här finns pålning med som en ljudkälla (Department of Art, Heritage and the Gaeltacht, 2014). Dokumentet tar även upp lagar och regelverk kring påverkan på marina däggdjur, kort om undervattensakustik samt hur riskerna skall uppskattas och hanteras, men inget om ljudmätningstandarder och förslag på kontrollprogram för undervattensbuller. Det finns andra dokument om riktlinjer och risker med höga impulsiva ljudkällor men de är för tryckluftskanoner (eng: airguns) som används vid oljeprospektering.

**USA** har sedan ett par år haft riktlinjer som innehåller grundläggande principer för undervattensakustik, mätmetoder samt dämpningstekniker för pålningsbuller (Oestman m.fl., 2009). Vidare innehåller dokumentet riktlinjer för påverkan på fisk. ANSI har inte i dagsläget någon standard för pålningsbuller skall mätas men där emot en standard för terminologi (ANSI/ASA S1.1-2013).

De ämnen som de flesta av ovan beskrivna dokument tar i form av tekniska riktlinjer och guider är:

- Mått och enheter
- Mätmetodik
- Utrustningsspecifikationer
- Kalibrering
- Datahantering
- Dataanalys
- Dokumentation

En ny del inom undervattensakustik är att man för pålningsbuller utför mätningarna och presenterar data för ett avstånd av 750 m. För andra ljudkällor anger man källstyrkan genom att räkna tillbaka till 1 m. Detta ”trick” görs för att slippa närfältsproblematiken som beskrivs ovan för pålningsbuller samt att ge kontinuitet med historiska data. Tyskland anger att man skall mäta med minst tre hydrofoner på olika avstånd; vid 750 m, i närmsta Natura 2000 område och 5 km ifrån pålningsaktiviteten. I början av konstruktionsarbete skall mätningar av ljudnivåer ske i realtid och analyser av data ske i närtid (inom någon dag eller två). Om inga faktorer som påverkar de akustiska förhållanden eller konstruktionsarbete ändras, räcker det att mätningar görs men att analyserna görs i efterhand. Exakt design av mätprogrammet är villkorat i licensen utfärdad av Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Liknande rekommendation för mätningar av inledande konstruktionsarbete samt vid olika avstånd finns i Nederländerna, men med skillnaden att det krävs en fast mätstation och en flyttbar (t.ex. ombord ett skepp). I Storbritannien måste nivåerna av utstrålat undervattensbuller från de fyra första installationerna av vindkraftsverkens fundament övervakas. Om uppmätta ljudnivåer överstiger de som beskrivits i Miljökonsekvensbeskrivningen får inte arbetet fortsätta utan ytterligare tillstånd från licensierande myndighet.

Rekommendationer för att minska utstrålat buller med hjälp av dämpningstekniker rekommenderas av i stort sett alla länder och vissa dokument beskriver hur detta kan ske. Mer om detta i kapitel 4.

Några dokument tar upp akustisk modellering och rekommendationer om att det skall göras under tillståndsprocessen för att få en första uppfattning om det utstrålande bullret från pålningsaktiviteten. Men det rekommenderas även att utföra ljudutbredningsmätningar på plats för att få bättre noggrannhet i modelleringarna och på så sätt en bättre uppskattning av den potentiella påverkan på marint liv.

## 4 Ljudutbredning och modeller

För att skapa en uppfattning om hur ljudet utbreder sig kan mätningar kompletteras med akustisk modellering. Detta stycke innehåller en översikt om de faktorer som påverkar ljudets utbredning i vatten och botten. Vidare ges ett par exempel på just dessa påverkningsfaktorer, där akustiska modeller används för att uppskatta ljudnivån hos ett pålningsslag på olika avstånd i olika miljöer. Värt att tänka på är att modellering görs med utgångspunkt från ljudets dämpning. Alltså spelar det stor roll vilken källstyrka man anger. För en fördjupad läsning om ljudutbredning i svenska vatten rekommenderas Jensen m.fl. (2011) och FMV (2013). Som det nämndes tidigare har vissa länder rekommendationer om att det är lämpligt att göra modelleringar av uppskattat utstrålat buller för de specifika platserna som aktiviteten gäller under tillståndsprocessen. Detta för att redan i ett inledande skede få en uppfattning om skalan av en potentiell störning, samt vilka dämpningsmetoder som kan komma att bli lämpliga.

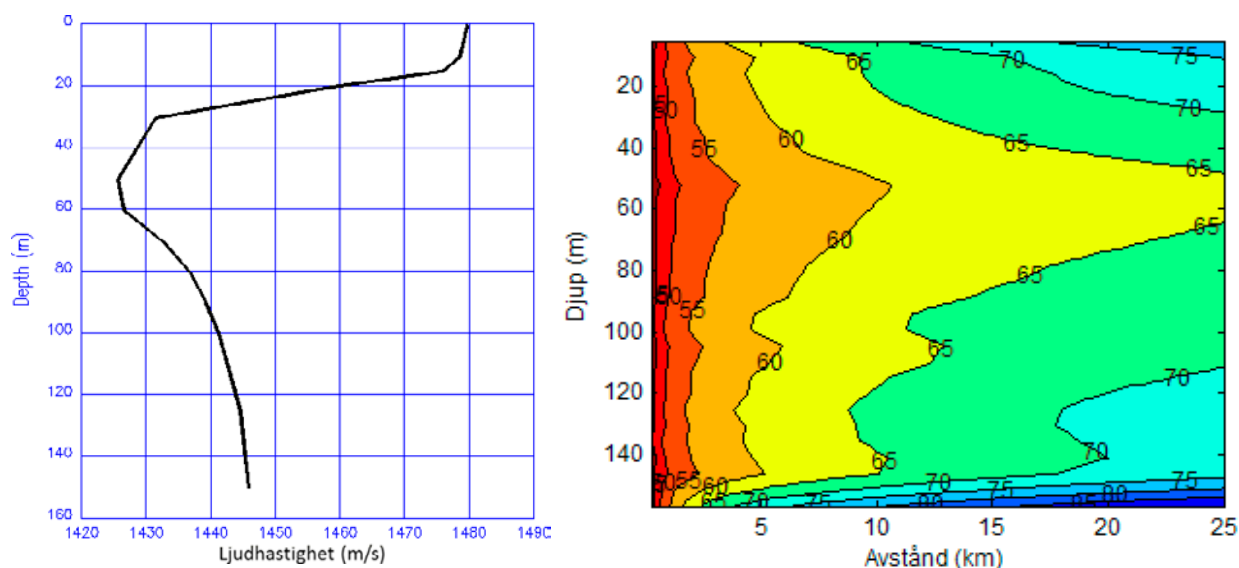
### 4.1 Ljudutbredning i svenska vatten

Svenska vattnen utgörs av Västerhavet och Östersjön. Västerhavet består av Skagerak i norr (medeldjup 210 m), som står i förbindelse med Nordsjön och därmed är saltare (30–35 psu) än Kattegatt i söder (18–34 psu och medeldjup 23 m). Absorption av ljudenergi i vattnet beror på salthalten och detta gör att högre frekvenser (> 5 kHz) absorberas kraftigare i Västerhavet än i Östersjön och Bottenhavet. Östersjöns medeldjup är 57 m och salthalten varierar mellan 4 och 13 psu.

Hur temperatur och salthalt varierar med djupet är av avgörande betydelse för hur långt ljud fortplantar sig i vattnet, eftersom dessa bestämmer den så kallade ljudhastighetsprofilen (LHP) i vattnet. Information om ljudhastighet i svenska vatten finns hos SMHI i form av databaser. Om t.ex. LHP har ett minimum mitt i vattenvolumen (förekommer på somrarna i Östersjön när ytvattnet är varmt och tyngre saltare vatten ligger på botten), så fokuseras ljudet i en ljudkanal kring detta minimum eftersom ljudvågor bryts åt det håll där hastigheten är lägre (Figur 19).

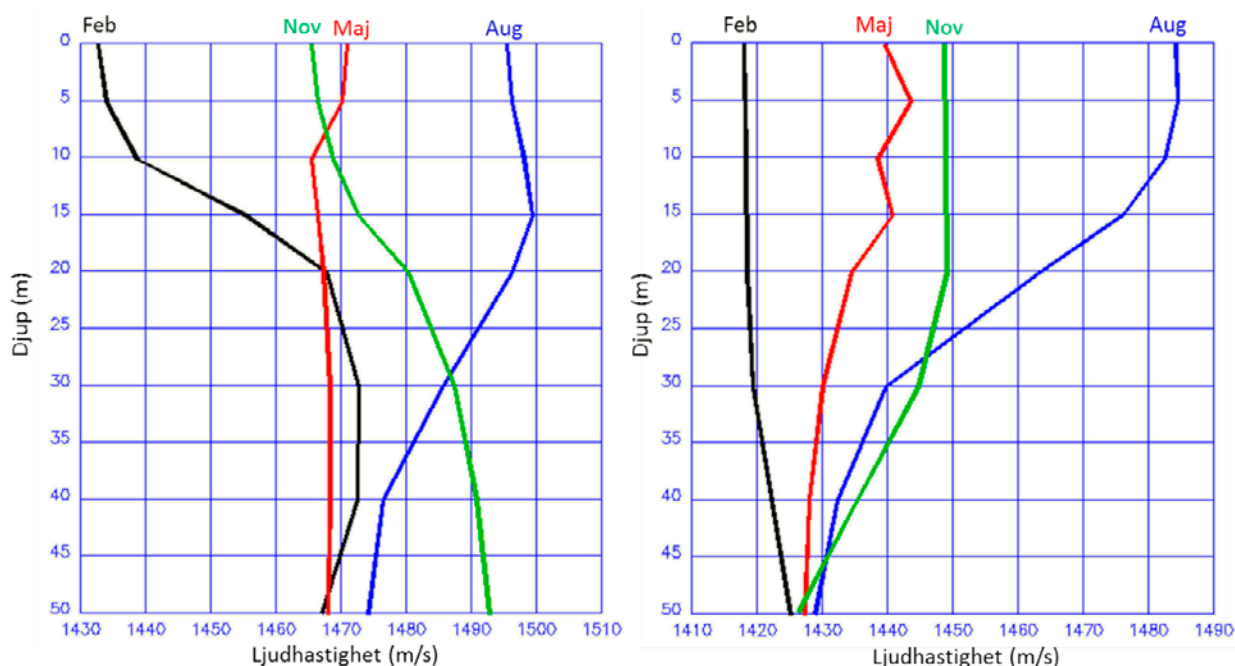
Ju högre frekvensen är, desto bättre kapslas ljudet in i kanalen, och kan på så vis fortplantas mycket långt innan det dämpas ut. Detta sker på längre avstånd i Östersjön än i Västerhavet på grund av den lägre salthalten i Östersjön. Vid frekvenser högre än 5–10 kHz är inte längre absorptionen (vilken ökar med salthalten) i vattnet försumbar.

Vid lägre frekvenser läcker däremot ljud ut ur kanalen och börjar växelverka med vattenytan och botten, med ökande utbredningsförluster som följd. Hur snabbt ljudet dör ut beror på bottenens egenskaper: om botten består av gyttjiga sediment så dör ljudet ut betydligt snabbare än om botten består av hårda bergarter.



Figur 19 Exempel på ljudutbredningsförlust i Östersjön (Gotska sjön) i augusti för frekvensen 100 Hz. Vänster: Ljudhastighetskurvan med en utpräglad ljudkanal kring djupet 60 m. Ljudet fångas in i denna kanal och utbreder sig mycket längre än utanför kanalen. Höger: Utbredningsförlust i dB re 1 m som funktion av avstånd d.v.s. inte mottagen ljudnivå.

Eftersom svenska vatten är förhållandevis grunda, så växelverkar ljudet kraftigt med botten. Ljudhastighetsprofilen ser olika ut över året och det kan variera kring Sveriges långa kust. Ljudhastigheten i vattnet är generellt högre i det saltare Kattegatt än södra Östersjön (Figur 20). Detta förhållande har stor betydelse för hur snabbt pålningsbuller kommer att dämpas.



Figur 20 Exempel på månadsmedelvärden (från SMHI) av ljudhastighetsprofiler i Kattegatt(till vänster) och i södra Östersjön (till höger). Notera de olika skalorna på x-axeln.

Innan datorer fanns tillgängliga så använde man förenklade metoder för att uppskatta ljudutbredningsförlusterna (eng: Transmission Loss, TL). En sådan är  $TL = k \log_{10}(r) + ar$ , där  $a$  är ett mått på dämpningen i vattnet på grund av salthalten,  $r$  är avståndet och  $k$  är ett tal mellan 10 (s.k. cylindrisk utbredning) och 20 (s.k. sfärisk utbredning). På avstånd upp till cirka 5 gånger vattendjup är utbredningen i allt väsentligt sfärisk. För större avstånd brukar man använda  $k$ -värden mellan 15 och 18 för Östersjön. Denna uppskattning av ljudutbredningsförlusten är väldigt grov och tillämplig endast för längre avstånd (ett flertal km), varför den inte används i praktiken längre för annat än översiktliga beräkningar.

## 4.2 Ljudutbredningsmodeller

Idag används numeriska ljudutbredningsmodeller för att beräkna ljudutbredningen i vattnet. Dessa modeller behöver indata om vattendjup, salthalt och LHP (fås t.ex. genom mätningar med CTD-sensorer som registrerar konduktivitet, temperatur och djup vertikalt i vattenvolymen), samt densitet och dämpning i botten sediment och berggrund (svårare att mäta och uppskatta men det finns bottenkarteringar för vissa områden gjorda av Sveriges Geologiska Undersökning, SGU). Befintliga modeller kan grovt sett delas in i två klasser: strålgångsbaserade och vågekvasionsbaserade. I den första klassen representeras ljudutbredningen av strålar, vars banor bestäms av hur ljudhastigheten varierar i mediet (analogt med geometrisk optik). Denna typ av modeller är tillämplig för höga frekvenser, typiskt högre än 1 kHz. Modellerna är snabba, och strålbanaerna ger dessutom en åskådlig bild av hur ljudet utbreder sig i mediet. Eftersom höga frekvenser inte penetrerar mer än översta delen i botten, så räcker det i allmänhet att ge indata för ytskiktets egenskaper till modellen.

För lägre frekvenser (lägre än 1 kHz) kan strålgångsmodeller vara otillräckliga. De hanterar t.ex. inte diffraktion, d.v.s. ljud som läcker in i så kallade skuggzoner dit inga strålar når (jämför ljus (högfrekvent) och ljud (lågfrekvent)). Man ser inte en person som står bakom ett hörn, men man kan höra personen prata. Skuggzoner kan till exempel uppstå när vattendjupet varierar (djupt vatten efter en uppgrundning) eller på grund av rådande ljudhastighetsprofiler som beskrevs ovan. För att kunna hantera vågkaraktären av ljudet så måste man använda en vågekvasionsbaserad ljudutbredningsmodell. Eftersom lågfrekvent ljud penetrerar botten till ett större djup, så behöver dessa modeller en noggrannare beskrivning av bottenegenskaperna än strålgångsmodellerna. På grund av det stora penetrationsdjupet så används lågfrekvensmodellering t.ex. vid oljeprospektering för att hitta oljereservoarer.

Det finns ett antal ljudutbredningsmodeller som är öppna för alla att använda. Dessa finns tillgänglig på Ocean Acoustics Library (<http://oalib.hlsresearch.com/>) vilket är en websida som tillhandahåller programkod och data för modellering av ljudutbredning i vatten. Där kan man hitta koder som utvecklats på olika håll i världen, till exempel strålgångskoden BELLHOP och de vågekvasionsbaserade modellerna KRAKEN och RAM. Det är viktigt att



nämna att ingen enskild modell ger en effektiv och tillämpad lösning på alla scenarier. Alla modeller har fördelar och nackdelar (osäkerheter) i förhållande till deras lämplighet: Frekvensområde, vattendjup, beräkningskrav och förmåga att redogöra för rumslig variabilitet i miljön (Jensen m.fl., 2011).

I Sverige har Totalförsvarets Forskningsinstitut – FOI utvecklat ett antal olika datorprogram för ljudutbredning under vattnet. Som exempel kan nämnas strålgångskoderna RAYLAB, MULTIMOC och REV3D, och de vågekvasionsbaserade koderna RPRESS (fullfältmodell för miljöer med konstanta vattendjup och sedimenttjocklekar), samt MODELOSS (förenklad version av RPRESS som endast beräknar fjärrfälten) och JEPE (fjärrfältmodell för medelhårda bottenar och måttligt varierande vattendjup så att återreflekterat ljud kan försummas). Av dessa är RPRESS tillgänglig på ovan nämnda internetsida.

Det är viktigt att välja en lämplig modell för ett visst scenario, men även en lämplig modell kan endast vara förutsäggande om indata håller rätt kvalitet samt att tillräcklig rumslig och temporal upplösning finns. Faktum är att kvaliteten på indata sätter gränserna för hur användbara ljudutbredningsberäkningarna blir. Ofta är marina miljödata kostsamt att samla in och befintlig data kan vara begränsade. För att validera modellen bör även mätningar i fält göras vilket kan hjälpa till att minska osäkerheten i de uppskattade parametrarna, vilket är mycket viktigt att känna till för att veta hur användbara resultaten är.

Det finns ett antal kommersiella internetbaserade mjukvaruverktyg (plattformar) där olika ljudutbredningsmodeller finns inlagda tillsammans med vissa miljöparametrar så som batymetri, sediment och ljudhastighetsprofiler för vissa specifika områden. Vissa plattformar kan även ha biologiska parametrar som utbredningskartor för vissa djurarter. Dessa är oftast framtagna av enskilda företag för att göra miljökonsekvensberäkningar för olika ljudkällor. Exempel på hur dessa plattformar fungerar och resultat från arbeten med dessa ges i Shuy och Hillson (2006, ), Folegot (2010), Kongsberg (2010) och MacGillivray m.fl. (2011).

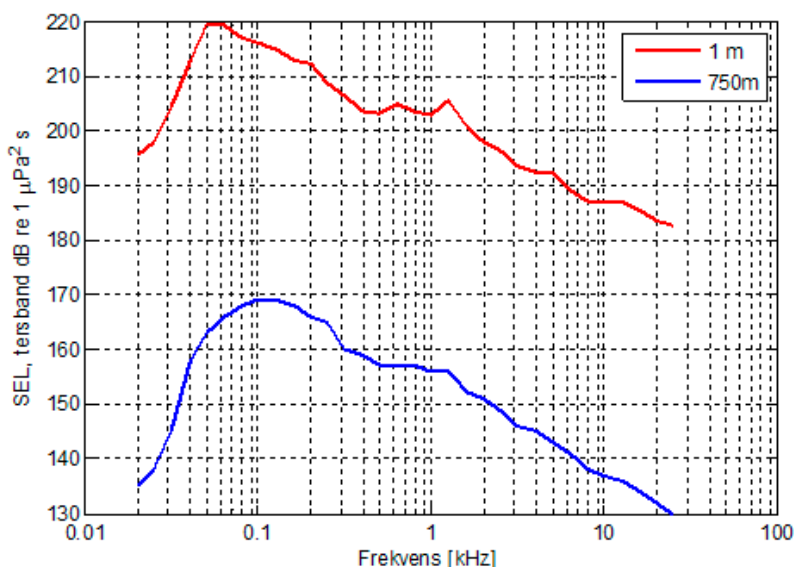
### 4.3 Modellering av pålningsbuller

I följande stycke visas exempel på hur numeriska ljudutbredningsmodeller kan användas för att beräkna bullernivåer från pålningsaktiviteter i samband med t.ex. byggnation av vindkraftsparker ute till havs. Exemplet behandlar ljudutbredningen vid två olika platser som representerar olika havsområden längs den svenska kusten; Kattegatt i Västerhavet och en plats i södra Östersjön. Exakt plats kan inte anges då detta är en simulering av hur ljudutbredningen kan se ut i två typområden. Vidare görs beräkningarna vid två olika tider på året (februari och augusti) för att kunna exemplifiera såväl miljöns geografiska som säsongsberoende inverkan på bullernivåerna. Resultaten från den här typen av beräkningar kan t.ex. användas för att bestämma när under året som pålningsarbeten bör utföras för att i så hög grad som möjligt minimera de negativa effekterna av bullret på miljön.

### 4.3.1 Källan

För att beskriva en realistisk pålningskälla till utredningsberäkningarna så har data från en odämpad pålningsaktivitet i tyska Nordsjön använts (data inspelad av konsultföretaget ITAP i Tyskland). Djupet vid mätplatsen var 20 m och en stålpåle med en diameter på 6 m slogs ner i en sandbotten med en hydraulisk hammare med en slagenergi på 700 kJ. Mätningen gjordes 750 m från pålningen och vid mättillfället fanns det inga dämpande åtgärder på plats. I detta fall återfanns det mest energi kring 80 Hz. Beräknad ljudexponeringsnivån ( $SEL_{(enkel)}$ ) summerat över hela frekvensspektrat 10 Hz till 25 kHz, var 177 dB re  $1\mu Pa^2s$ . Denna nivå är i linje med andra mätningar som gjorts vid liknade pålningsarbeten i området och med samma storlek på påle (Figur 16).

Eftersom ljudutbredningsmodellerna utgår från källnivån på en meter som indata, så beräknades först utbredningsförlusterna med de miljöp parametrar som rådde vid mättillfället i Nordsjön. Här antogs botten bestå av ett 40 m tjockt sediment av lerblandad sand ovanpå fast berggrund, och salthalten antogs vara 34 psu. Vidare användes en LHP från mättillfället. För frekvenser < 800 Hz användes den vågekvationsbaserade ljudutbredningsmodellen JEPE, och för frekvenser  $\geq 800$  Hz användes strålgångsmodellen MULTIMOC. En beräkning gjordes per tersband i SEL dB re  $1\mu Pa^2s$ , varpå det sökta källspektrumet vid en meter erhöles genom att addera de beräknade utbredningsförlusterna till det uppmätta tersbandsspektrumet vid 750 m (Figur 21). Detta gav en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$  vid en meter. Noterbart är att detta inte är den faktiska källstyrkan vid en meter utan den ekvivalenta nivån vid detta avstånd.



Figur 21 Tersbandsspektrum ( $SEL_{(enkel)}$ ) för ett pålningslag uppmätt i tyska Nordsjön på 750 m avstånd från pålningskällan (blå linje), och motsvarande nivåer beräknade för 1 m avstånd i en typisk Nordsjömiljö. Djupet vid mätplatsen var 20 m och stålpålen hade en diameter på 6 m. Slagenergin var 700 kJ och pålen slogs ner i sandbotten och inga dämpade åtgärder användes. Data från ITAP i Tyskland.

Det saknas idag bra modeller för att räkna ut den faktiska källstyrkan i när-fältet då detta är mycket komplicerat för denna typ av ljudkälla. Detta källspektrum har sedan använts för att simulera ljudutbredningen i de två utvalda svenska områdena med hjälp av ovan nämnda ljudutbredningsmodeller (vid samma frekvenser).

#### 4.3.2 Miljömodellerna i de två exempelområdena

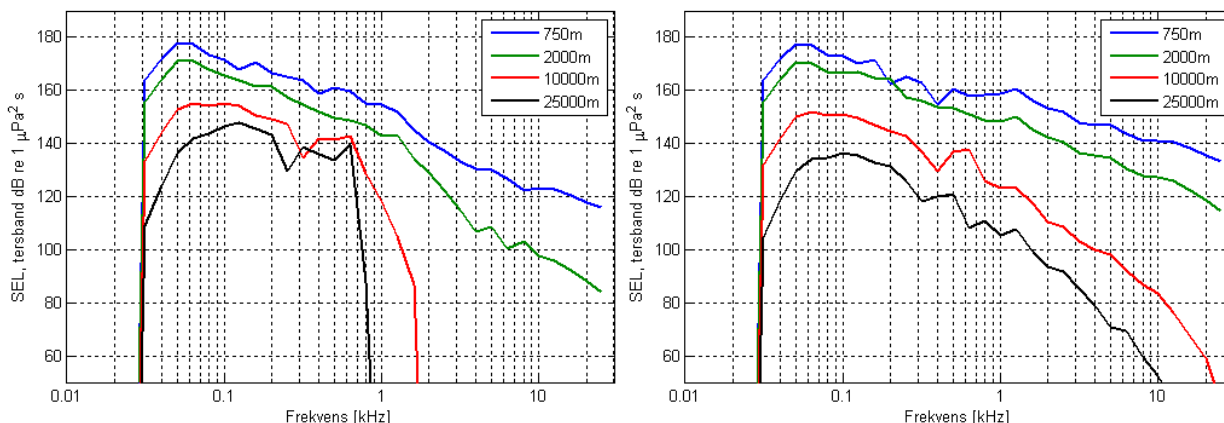
Vid beräkningen av ljudutbredningen vid södra Östersjön (i området vid Midsjöbankarna) antogs botten bestå av ett 20 m tjockt sediment av sand ovanpå berggrund. Samma botten användes även för beräkningarna för Kattegatt (i höjd med Falkenberg), med den enda skillnaden att ett 0,5 m tjockt sediment av vattnig lera lades ovanpå sandsedimentet vilket är vanligt förekommande här.

Salthalten vid Södra Östersjön sattes till 7,5 psu och vid Kattegatt till 34 psu. Vattendjupen togs från en databas (från Sjöfartsverket) och varierade mellan 20 och 40 m. För att få tag på det mest högupplösta data av havbottensammansättning som finns i Sverige kan man kontakta SGU. Beräkningarna gjordes i 32 radiella sektorer ut till ett avstånd av 25 km. Först presenteras dämpningen av ljudnivån som funktion av avstånd i en viss bäring och för de olika tersbanden. Vidare för att göra resultaten mera lättöverskådliga presenteras de endast för två tersband när resultaten plottas för ett geografiskt område. När resultat för 100 Hz tersbandet presenteras innebär det att det är energin som finns i tersbandet 89,1–112 Hz med centerfrekvensen 100 Hz som avses och för centerfrekvensen 2 kHz tersbandet 1778–2239 Hz. De ekvivalenta källstyrkorna som används för 100 Hz respektive 2 kHz var 216 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$  respektive 197 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ . För att även visa på skillnader för utbredningens effekt på den summerade SEL-nivån för ett pålningsslag för hela spektrat (10 Hz till 25 kHz) gjordes även dessa beräkningar och då med en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ .

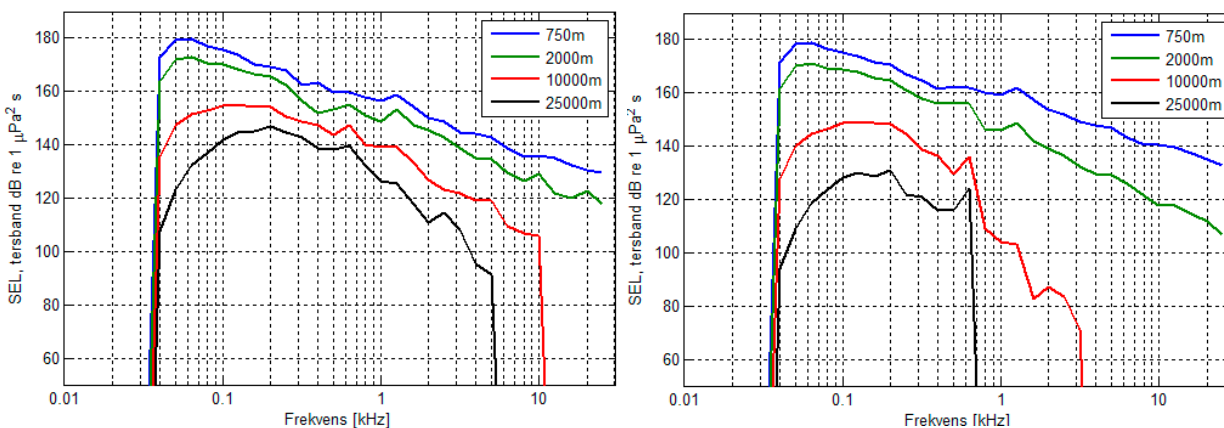
#### 4.3.3 Resultat av ljudutbredningssimuleringarna

##### FREKVENSBEROENDE UTBREDNING

Beräknade tersbandspektra för Kattegatt (Figur 22) och södra Östersjön (Figur 23) visas vid fyra olika avstånd från källan. Som framgår av figurerna är utbredningsförlusterna större i Kattegatt (ljudnivån blir lägre) för de högre frekvenserna ( $> 1$  kHz) på grund av den högre salthalten där. På de långa avstånd som beräknats (upp till 25 km) i dessa exempel kommer bottendjupet variera mycket, vilket ger stora utslag på uppskattad dämpning. Om en annan bäring hade valts skulle resultaten förmodligen se annorlunda ut. I den andra änden av spektrumen noteras det att ljudet dämpas ut helt och hållet för frekvenser  $< 40$  Hz (södra Östersjön) och  $< 30$  Hz (Kattegatt). Anledningen till detta är att ljud inte kan propagera i en kanal (vattenvolymen och sedimentet) under en viss gränshärfrekvens, den så kallade ”cut-off”-frekvensen. Ljudhastighetsprofilen påverkar även det utstrålade bullret (se vidare nästa stycke för en tydligare demonstration av detta).



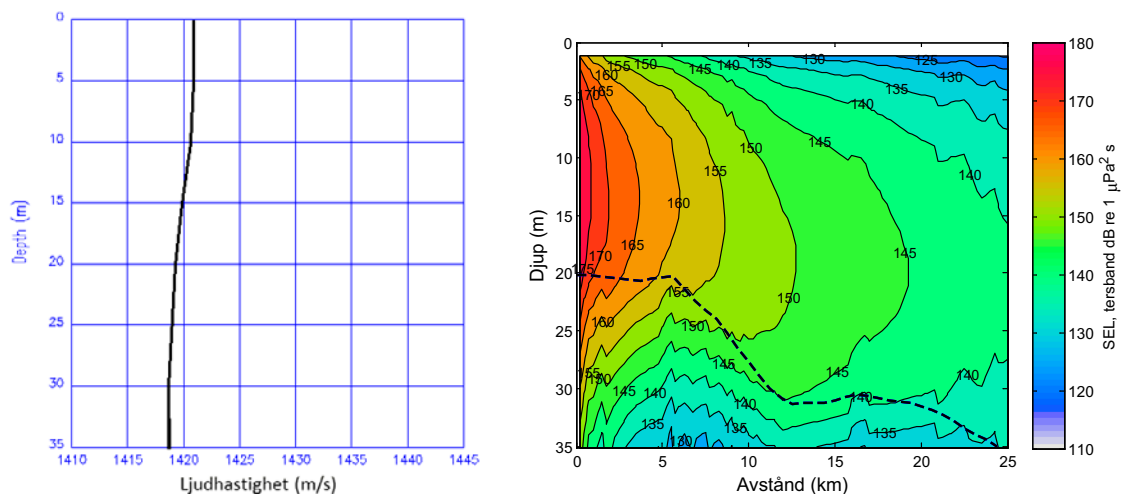
Figur 22  $SEL_{(enkel)}$  i tersbandsnivåer för ett pålningslag beräknat för Kattegatt på olika avstånd från källan längs bäring 45–225° i februari (vänster) och i augusti (höger). Ljud med låga frekvenser dämpas ut helt på grund av det ringa djupet. För ljudhastighetsprofiler för februari och augusti, se Figur 20.



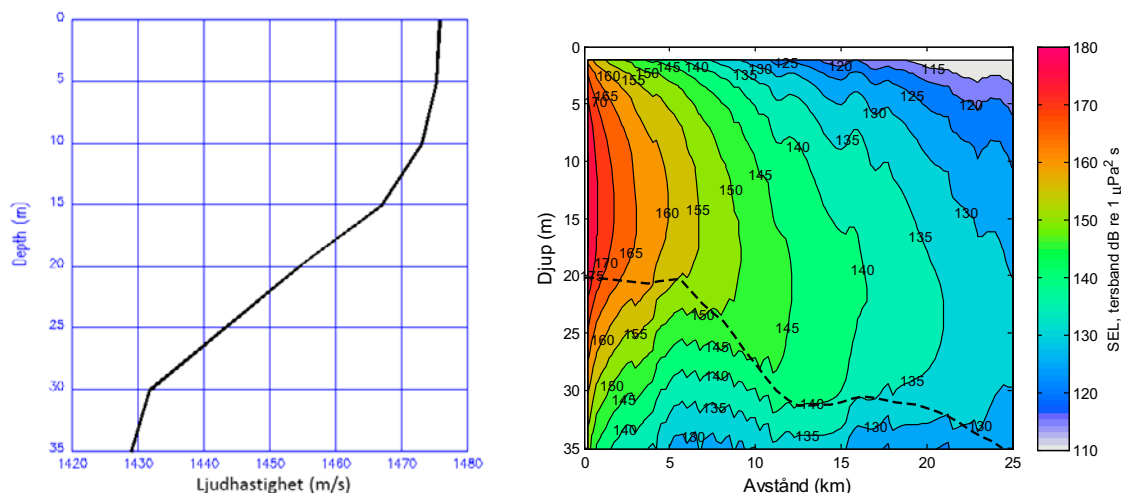
Figur 23  $SEL_{(enkel)}$  i tersbandsnivåer för ett pålningslag beräknat för södra Östersjön på olika avstånd längs bäring 90–270° i februari (vänster) och i augusti (höger). Ljud med låga frekvenser dämpas ut helt på grund av det ringa djupet. För ljudhastighetsprofiler för februari och augusti, se Figur 20

#### EFFEKT AV LJUDHASTIGHETSPROFILEN

I Figur 24 visas en typisk ljudhastighetsprofil för februari i södra Östersjön då vattnet inte har någon skiktning utan ljudets hastighet är i stort sätt samma i hela vattenmassan. I Figur 25 visas en typisk ljudhastighetsprofil för augusti i södra Östersjön då ytvattnet har värmts upp och hastigheten i detta skikt är därmed är högre. Figurerna visar även beräknade ljudexponeringsnivå ( $SEL_{(enkel)}$ ) som funktion av djup och avstånd för tersbandet kring 100 Hz vid samma plats och de två månaderna. Tydligt är att ljudnivåerna är lägre i augusti på grund av att ljudhastighetsprofilen böjer ned ljudet mot botten där det till viss del absorberas. I de högra bilderna i Figur 24 och Figur 25 markeras havsbotten med en streckad linje i den nedre delen. Om det är en relativt mjuk botten, som beskrevs ovan, kommer ljudet att fortsätta ner i botten. Om det finns hårdare material längre ner, reflekteras ljudet tillbaka upp i vattenvolymen igen.



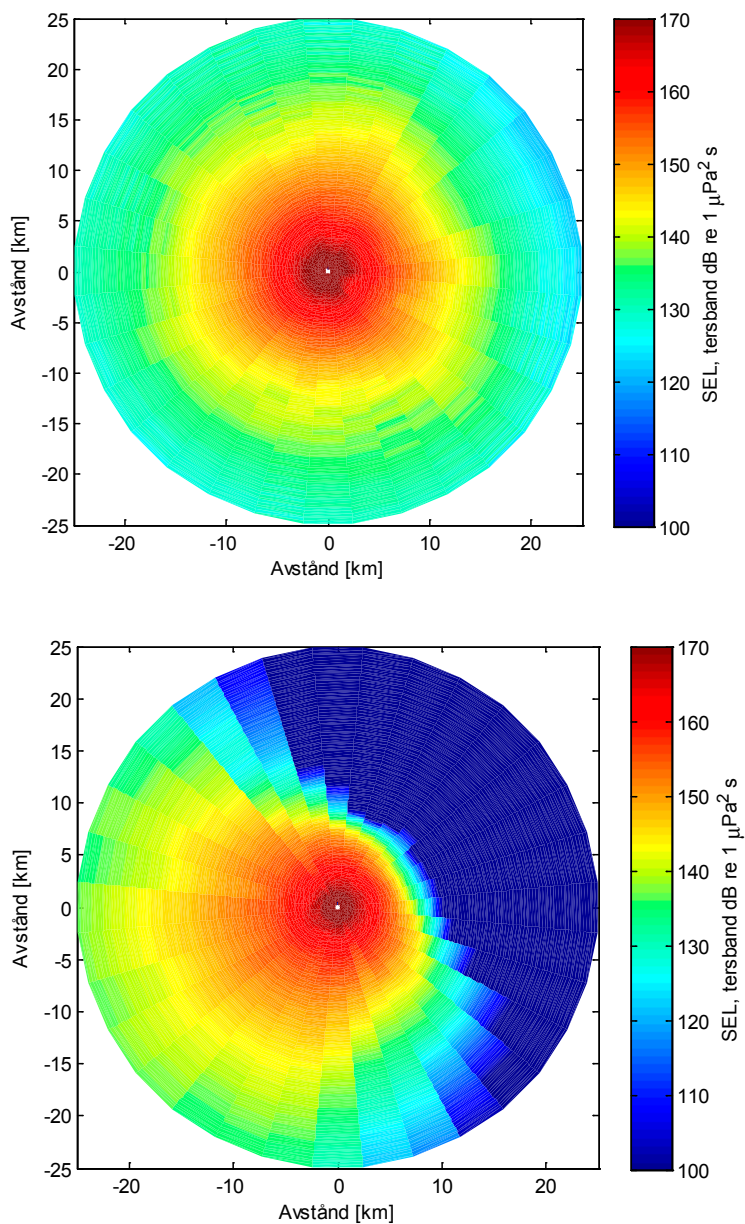
Figur 24 Vänster: Typisk ljudhastighetsprofil för södra Östersjön i februari. Höger: Ljudexponeringsnivån  $SEL_{(enkel)}$  för ett pålningslag som funktion av djup och avstånd för tersbandet 100 Hz vid södra Östersjön i februari med en ekvivalent källstyrka på 216 dB re  $1\mu Pa^2s$ . Botten är markerad med en streckad linje.



Figur 25 Vänster: Typisk ljudhastighetsprofil för södra Östersjön i augusti. Höger: Ljudexponeringsnivån  $SEL_{(enkel)}$  för ett pålningslag som funktion av djup och avstånd för tersbandet 100 Hz vid i augusti. Som synes blir ljudnivåerna i augusti lägre än i februari med en ekvivalent källstyrka på 216 dB re  $1\mu Pa^2s$ . Botten är markerad med en streckad linje.

#### SPATIAL UTBREDNING AV PÅLNINGSBULLER

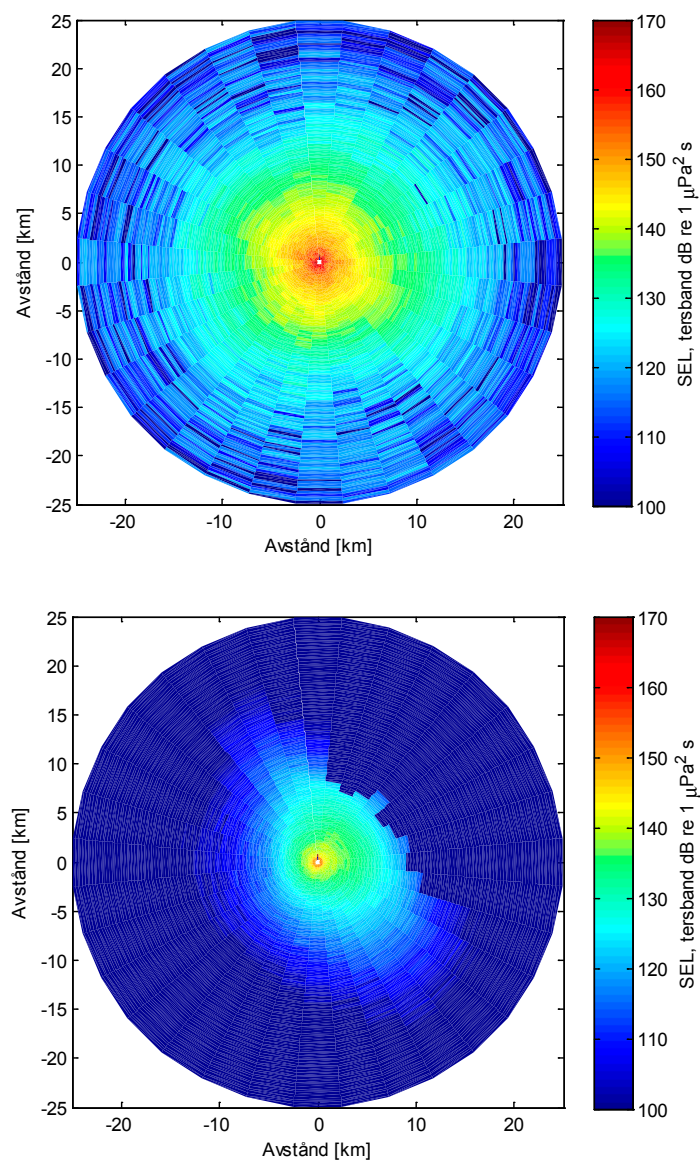
I Figur 26 visas beräknad  $SEL_{(enkel)}$  som funktion av riktning och avstånd för tersbandet med centerfrekvens 100 Hz vid södra Östersjön och i Kattegatt i augusti. I dessa exempel presenteras data som en ros där ljudutbredningen beräknas för varje sektor (bäring). Det mörkblå området i bäringensintervalllet  $[-20^\circ$  till  $135^\circ]$  (Kattegatt) utgörs av land. Ljudnivåerna är generellt högre i Kattegatt än vid södra Östersjön, vilket är i överensstämmelse med 10- och 25 km-spektra vid 100 Hz i Figur 22 och Figur 23 och beror på faktorer som olika botten typ och LHP. Det blir även relativt stor skillnad i olika bäringar (sektorer) inom varje område från mittpunkten och ut beroende på främst varierande batymetri.



Figur 26 Ljudexponeringsnivå  $SEL_{(enkel)}$  för ett pålningslag för tersbandet runt 100 Hz med en ekvivalent källstyrka på 216 dB re  $1 \mu Pa^2 s$  som funktion av riktning och avstånd i augusti för södra Östersjön (övre) samt Kattegatt (nedre) där det mörkblå området i bäringsintervallet  $[-20^\circ, 135^\circ]$  (Kattegatt) utgörs av land.

I Figur 27 visas beräknad  $SEL_{(enkel)}$  som funktion av riktning och avstånd för tersbandet med centerfrekvens 2 kHz vid södra Östersjön och i Kattegatt enligt samma princip som för 100 Hz tersbandet. Ljudnivåerna är avsevärt lägre i Kattegatt på grund av den högre salthalten där, och de blir ännu lägre för högre frekvenser (jämför Figur 22 och Figur 23).

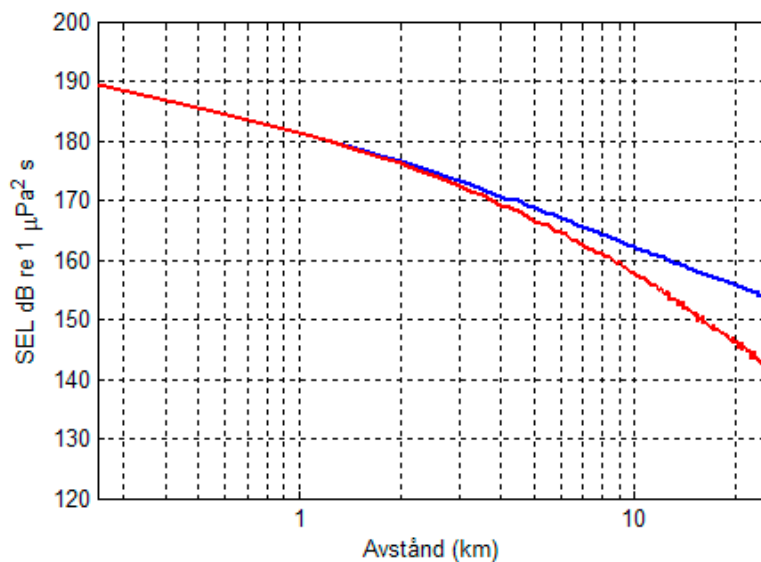




Figur 27 Ljudexponeringsnivå SEL(enkel) för tersbandet 2 kHz med en ekvivalent källstyrka på 197 dB re 1 μPa<sup>2</sup>s som funktion av riktning och avstånd i augusti för södra Östersjön (övre) samt Kattegatt (nedre) där det mörkblå området i bäringsintervallet [-20°, 135°] (Kattegatt) utgörs av land.

För att förtydliga hur den integrerade ljudenergin i källpulsen ändras som funktion av avståndet så har alla tersband (10 Hz–25 kHz) summerats för Kattegatt (Figur 28). Detta ger en ekvivalent källstyrka på 226 dB re 1 μPa<sub>2</sub>s SEL<sub>(enkel)</sub>. Ut till omkring 3 km följer ljudnivåerna för februari och augusti varandra för att sedan dämpas mera under augusti som följd av en förändrad ljudhastighetsprofil. Att augustinivå blir lite oregelbunden beror på att det är en nedåtbrytande ljudhastighetsprofil vilket leder till en stark växelverkan med

botten samtidigt som vattendjupet varierar. Resultatens skall ses som en illustration för hur ljudutbredningen kan variera i ett likande område. För att göra en noggrannare beräkning inför en byggnation behövs noggrann information om speciellt bottenparametrar, samt att den troliga LHP används för den tänkta byggperioden



Figur 28  $SEL_{(enkel)}$  summerad över alla frekvenser (10 Hz– 25 kHz) i källspektrum vilket ger en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu\text{Pa}_2\text{s}$   $SEL_{(enkel)}$  som funktion av avstånd längs bäring 45–225° i Kattegatt Beräkningarna är gjorda med ljudhastighetsprofiler typiska för februari (blå) och augusti (röd).



## 5 Ljuddämpningsmetoder

Dämpning av bullernivåer (eng: noise mitigation) i samband med pålning är något som det forskats på sedan några år tillbaka (CSA Ocean Sciences Inc., 2014; OSPAR, 2014), bland annat på grund av Tysklands riktvärden för skada på tumlare. Teknikval, slagenergi och påldiameter ger en indikation på hur höga bullernivåer som kan komma att genereras, för att sedan designa lämpliga dämpningstekniker. Man måste dessutom beräkna och uppskatta områdesspecifika ljudutbredningsförhållandena i samband med den tidsperiod som pålningen skall ske. Vidare är det viktigt att inventera djurlivets förekomst och aktivitet i samband med den planerade pålningsaktiviteten för att bestämma dämpningsbehovet. Dessa faktorer bör sammanställas för att områdets specifika behov att dämpning för ett rimligt skyddsbehov av djurlivet i pålningsområdet kan planeras.

Som en tumregel kan man anta att en minskning med 20 dB av pålningsbuller motsvarar en 90 % minskning av ljudtrycket och 99 % minskning av ljudtrycksintensiteten. Man skall komma ihåg att alla olika varianter av dämpningstekniker ger en ganska stor varians på möjligt uppnådda reduktioner. Vidare beror vald teknik på vilka frekvenser som i huvudsak dämpas. Sedan finns det väldigt lite erfarenhet på vattendjup större än 40 m. För dessa djup blir det betydligt svårare att uppnå tillräcklig dämpning.

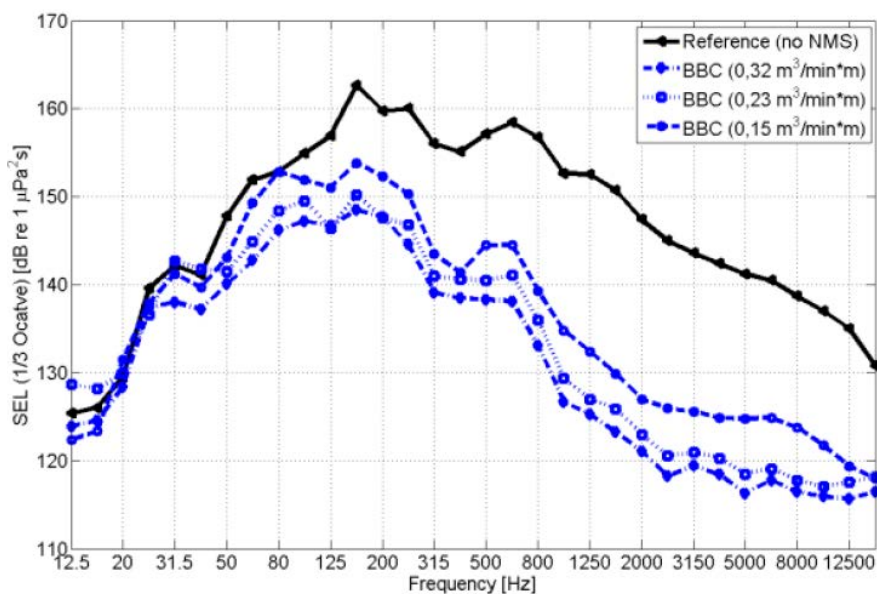
Nedan ges en översikt på de vanligaste bullerdämpande systemen (eng: noise mitigation systems) som används idag. Det finns fler tekniker men de flesta är bara på försöksstadiet i dagsläget.

### 5.1 Bubbelridåer

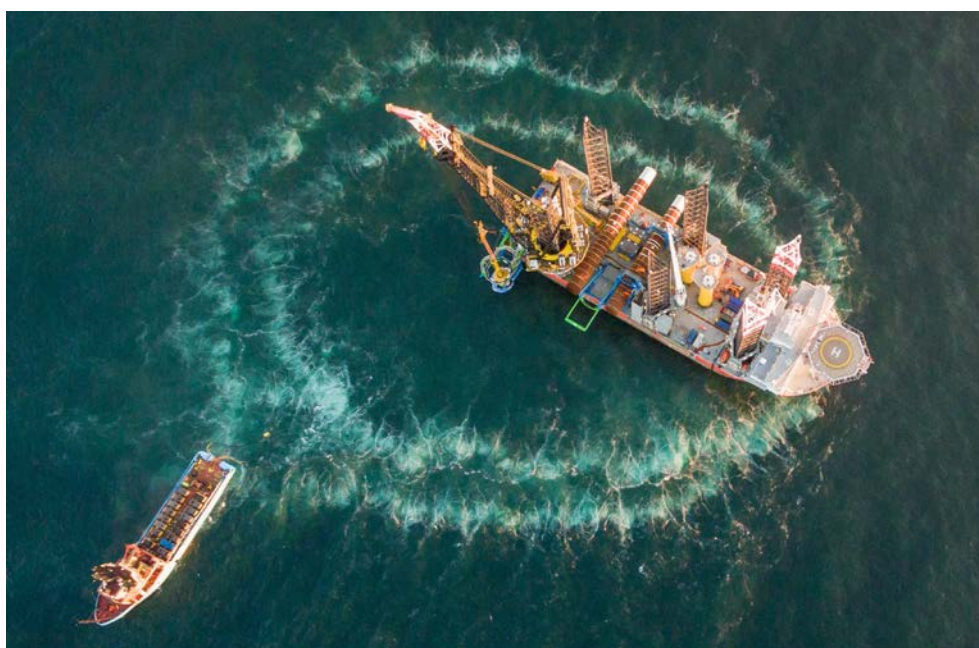
Användningen av bubbelridåer för att dämpa utstrålat buller har använts länge och är en väl beprövad teknik (Würsig m.fl., 2000; Lucke m.fl., 2011; OSPAR, 2014). En bubbelridå bildas genom att låta bubblor fritt släppas ut vid botten genom att komprimerad luft trycks genom hålperforerade rör. Genom att luft och vatten har en stor skillnad i akustisk impedans sker en bullerdämpning när ljudet tvingas propagera genom bubbelridån. Genom att skapa olika bubbelstorlekar och öka flödet av luft kan den bullerdämpande effekten ökas (Elmer m.fl., 2007b, Bellmann, 2014) (Figur 29). Tydligt är att de bubbelridåer som används börjar dämpa redan vid 80 Hz och sedan ökar dämpningen ju högre upp i frekvens man kommer. Detta exempel är typiskt för vad man kan förvänta sig när det gäller frekvensberoende dämpning (OSPAR, 2014).

Man delar in bubbelridåer efter deras storlek och placering relaterat bullerkällan. Det finns stora (eng: Big Bubble Curtain, BBC) och små bubbelridåer (eng: Small Bubble Curtain, SBC). De stora BBC kan även ha dubbla bubbelridåer (eng: Double Big Bubble Curtain, DBBC). De små SBC försöker endast dämpa ljudet från pålen medan den stora BBC omsluter hela pålningsaktiviteten inkl. fartyget vilket således ger en dämpning av utstrålat buller från

hela aktiviteten (Figur 30). Då bubbelridåer har använts relativt lägre finns det mycket data på hur effektiva de är. Som tidigare beskrevs har många studier gjorts i Tyskland, och enligt en sammanställning av uppmätta ljudnivåer av olika dämpningstekniker dämpar de olika bubbelridåerna utstrålat buller med mellan 5–18 dB beroende på antalet ridåer och storlekar (Tabell 8). Skillnaden i nivå beror på hur de olika förhållanden har varit när det gäller t.ex. strömmar samt vattendjup, då dessa faktorer påverkar hur effektivt en bubbelridå håller ihop. Vid höga strömmar finns risken att den kollapsar.



Figur 29 Mängd bubbler/lufttryck som funktion av ljudnivå (SEL) jämfört med utan BBC under en pålning av en stålpåle på 2,4 m diameter och med en slagenergi av 800 kJ, från Bellmann (2014).



Figur 30 Ett exempel på en stor dubbel bubbelridå från en installation av ett vindkraftverksfundament (Foto: Vattenfall)

## 5.2 Isoleringsrör

Principen för isoleringsrör är att en skärmande effekt skapas, likt den som bullerskärmar i luft kan åstadkomma (se Figur 26). Enbart ett enkelt stålrör kan reducera bullret till viss del. Isoleringsröret ställs på botten och kan med fördel kompletteras med luftfyllda skumplastsektioner och/eller interna bubbelridåer. Tekniken utnyttjar, likt bubbelridåer, skillnaden i impedans mellan luft och vatten vilket leder till att energin absorberas, sprids och skingras (Elmer 2007a; Nehls m.fl. 2007). Isoleringsrör är återanvändbara och därför kostnadseffektiva som dämpningssystem, men de är fastsatta direkt i pålnings-systemet och påverkar därmed tiden det tar att utföra hela pålningsoperationen. Detta leder till längre och dyrare installationer. Idag finns två huvudtyper av isoleringsrör som används i full skala, IHC-Noise Mitigation System (NMS) och BEKA Shell. Båda fungerar på liknade sätt och därför tas endast IHC-NMS upp i mera detalj.

IHC-NMS utvecklades i Nederländerna och har redan testats i flertalet kommersiella vindkraftsprojekt. Systemet består av en akustisk isolering och frikopplad dubbelvägg av stål med ett luftfyllt mellanrum. En justerbar dubbelbubbelridå finns mellan skalet och pålen och ger en extra bullerbarriär. Detta system kombinerar funktionerna av ett isoleringshölje med en innesluten bubbelridå. Många fullskaletester har utförts på olika djup och påldiametrar samt för olika fundamentstyper (monopile, fackverk och tripod). Mätningar av bullernivån med och utan IHC-NMS visar att tekniken dämpar utstrålat buller med upp till 15 dB (Tabell 8). Dock visar laboratoriestudier att tekniken kan dämpa upp emot 20 dB (Koschinski och Ludemann, 2013). Tekniken anses vara mycket pålitlig till skillnad från t.ex. bubbelridåer som påverkas mycket av lokala förhållanden. IHC-NMS dämpar bullret redan nere vid 30–40 Hz, men är som mest effektiv från omkring 100 Hz och uppåt (Bellmann m.fl., 2015). Den interna bubbelridån har visat sig vara speciellt effektiv för frekvensbandet 500–5000 Hz (Wilke m.fl., 2012).



Figur 31 Vänster: En illustration på IHC-NMS system med den luftfyllda dubbelväggen som omsluter pålen och en intern bubbelridå, från Koschinski and Ludemann (2013). Höger: IHC-NMS systemet på plats (röd-vita röret) under en pålning för en vindkraftpark i Tyska Nordsjön (Foto: Markus Linné, FOI).

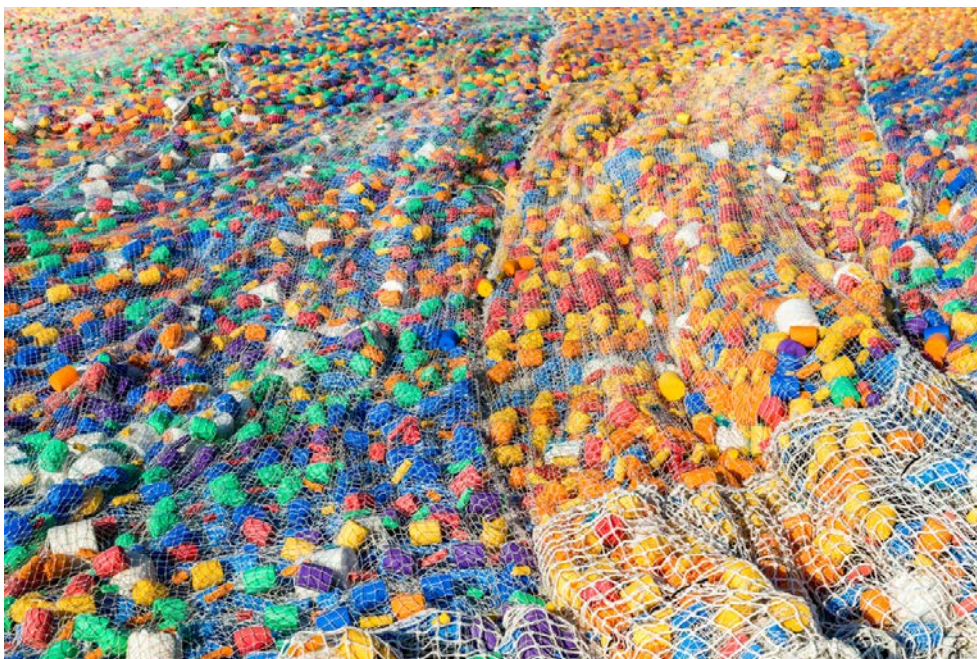


### 5.3 Kofferdamm

En typ av dämpande rör är en kofferdamm (eng: cofferdam), vilka är ett massivt stålrör som ställs på botten. Pålen sätts ned i röret och en tätning (eng: seal ring) närmast botten installeras (Thomsen, 2012). Vattnet pumpas ut och pålen står då i luft. På grund av skillnaden i impedans mellan luft, stål och vatten dämpas det utstrålade bullret effektivt, och som mest upp till 20 dB. Dock har denna metod haft stora tekniska problem med att få systemet tätt (Thomsen, 2012), men även med något läckande tätningar kan man nå en dämpning av 10 dB.

### 5.4 Hydro Sound Dampers (HSD) och Encapsulated Bubbles

HSD är små luftfyllda gummi- eller plastballonger som satts fast i nät och placeras runt pålen för dämpning av utstrålat buller (Elmer och Savory, 2014) (Figur 32). Ett liknade system kallat inkapslade bubblor (eng: Encapsulated Bubbles) har utvecklats i USA (Lee m.fl., 2012). Fördelen med dessa system jämfört med frisläppta bubblor är att man kan designa storleken på bubblorna för att dämpa specifika frekvenser (Lee m.fl., 2011, 2012; Elmer och Savory, 2014). Störst dämpning har visats för frekvenserna 100–600 Hz. Dessa system är enklare att använda då de inte kräver lika stor logistik som bubbelridåer. Labbstudier har visat på dämpning på upp till 25 dB (Elmer och Savory, 2014) men i fullskaletester i Tyskland och Storbritannien har man nått en dämpning på som bäst 13 dB, med ett medeltal av 10 dB (Tabell 8).



Figur 32 Ett Hydro Sound Dampers (HSD) nät med gummi eller plastbubblor (Foto: Vattenfall).

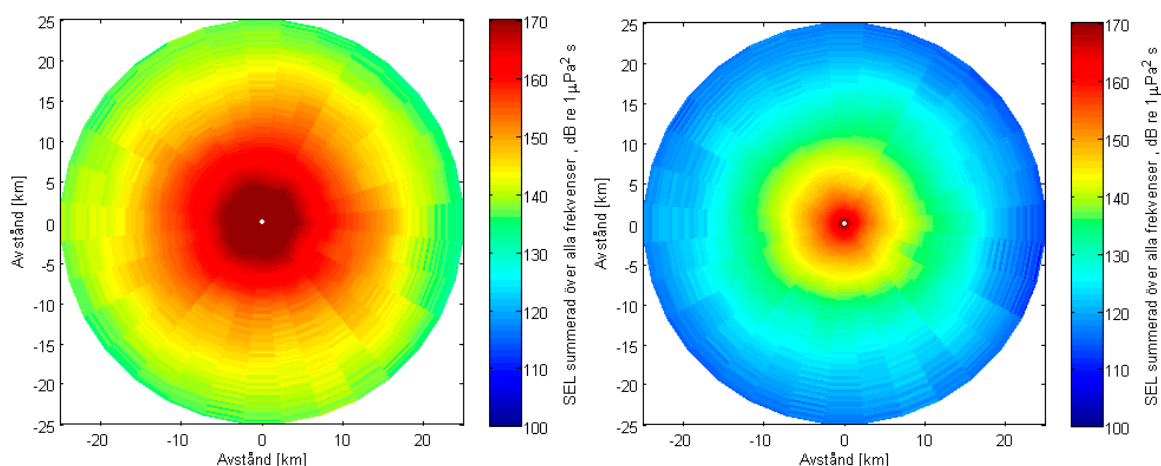
Sammanfattningsvis så finns det en stor mängd ljuddämpningssystem och några av dem har beskrivits i detta stycke. De ger alla en dämpning på mellan 5–20 dB (Tabell 8). Ett par av teknikerna så som bubbelridåer och IHC-NMS har använts vid fler än 100 pålningar (mest i Tyskland och Nederländerna) och är bevisat pålitliga tekniker trots vissa begränsningar. Störst dämpning ger en kombination av minst två system. Vid pålning med en kombination av bubbelridåer och IHC-NMS har ljudet dämpades med som mest med 23 dB.

**Tabell 8 Översikt av ljuddämpningstekniker och uppmätt dämpning (i dB) samt hur många pålar som dessa tekniker har använts för. Tabell modifierad efter Bellmann m.fl. (2015).**

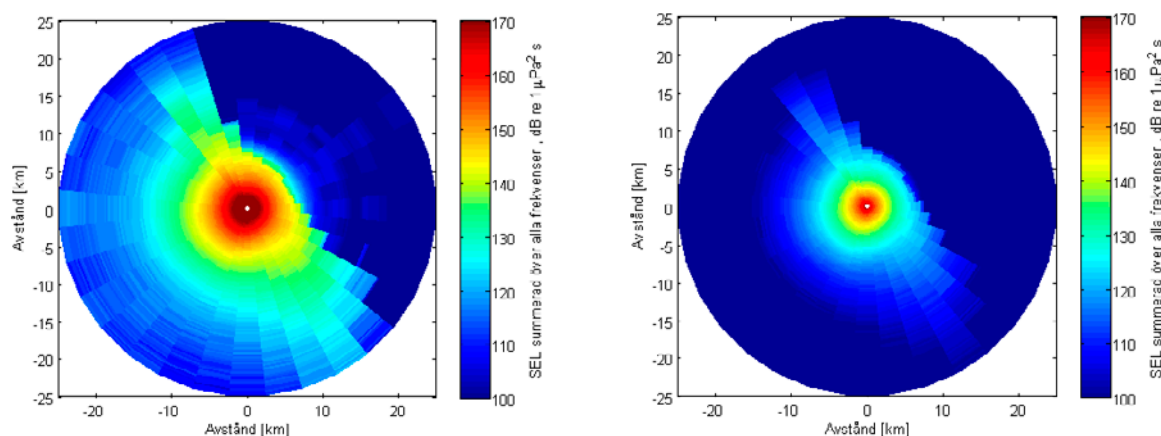
Ljuddämpningsteknik	$\Delta$ SEL [dB]	Antal test (pålar)
Enkel Stor Bubbelridå – BBC ( $>0,3 \text{ m}^3/(\text{min} \cdot \text{m})$ , barlastkedja inuti, vattendjup $<30 \text{ m}$ )	$10 \leq 13 \leq 15$	$>150 (>300)$
Dubbel Stor Bubbelridå – DBBC ( $>0,3 \text{ m}^3/(\text{min} \cdot \text{m})$ , barlastkedja inuti, vattendjup $<30 \text{ m}$ , avstånd mellan slangar $>$ vattendjup)	$14 \leq 17 \leq 18$	$>150 (>300)$
Liten Bubbelridå – SBC (Använd luftvolym, hållkonfiguration)	$(5 \leq) 10 \leq 14$	2
Hydro Sound Damper – HSD (Antal och storlek på HSD-element)	$8 \leq 10 \leq 13$	$>50$
Noise Mitigation Screen – IHC-NMS	$10 \leq 13 \leq 15$	$>140$
Kofferdamm (Funktion av tätningsspackning)	problem $< 10$ inga problem $\geq 20$	$>10 (>10)$
Kombination av två BBC system (DBBC + BBC)	$15 \leq 16 \leq 19$	$>30 (>70)$
Kombination av IHC-NMS + BBC	$17 \leq 19 \leq 23$	$>90$
BBC (HTL) + HSD	$15 \leq 16 \leq 20$	$>10$
DBBC (Weyres) + HSD	$14 \leq 16 \leq 22$	2

## 5.5 Dämpningssystemens inverkan på ljudnivån på längre avstånd

Slutligen studerar vi hur den totala energin i källpulsen (d.v.s. energin summerad över alla frekvenser i källspektrat) utbreder sig, och vad effekten blir av att skärma av källan med någon form av bullerdämpande system. Ljudexponeringsnivån, SEL, för den propagerande pulsen som funktion av riktning och avstånd med och utan bullerdämpande system under augustiförhållanden visas i Figur 33 (södra Östersjön) och Figur 34 (Kattegatt). I dessa fall antar vi att dämpningssystemet minskar källan med 20 dB. Detta är en sannolik nivå av dämpning som har demonstrerats i Tyskland. Som tidigare beskrivits är det värt att tänka på att modellering görs med utgångspunkt av ljudets dämpning. Alltså spelar det väldigt stor roll vilken källstyrka man anger. I detta fall använder vi en ekvivalent källnivå på 226 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  vid 1 m. För det dämpade scenariot användes således en ekvivalent källnivå på 206 re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  vid 1 m. Detta gör att även den mottagna ljudnivån vid ett givet avstånd och riktning kommer ligga 20 dB lägre än utan dämpning.

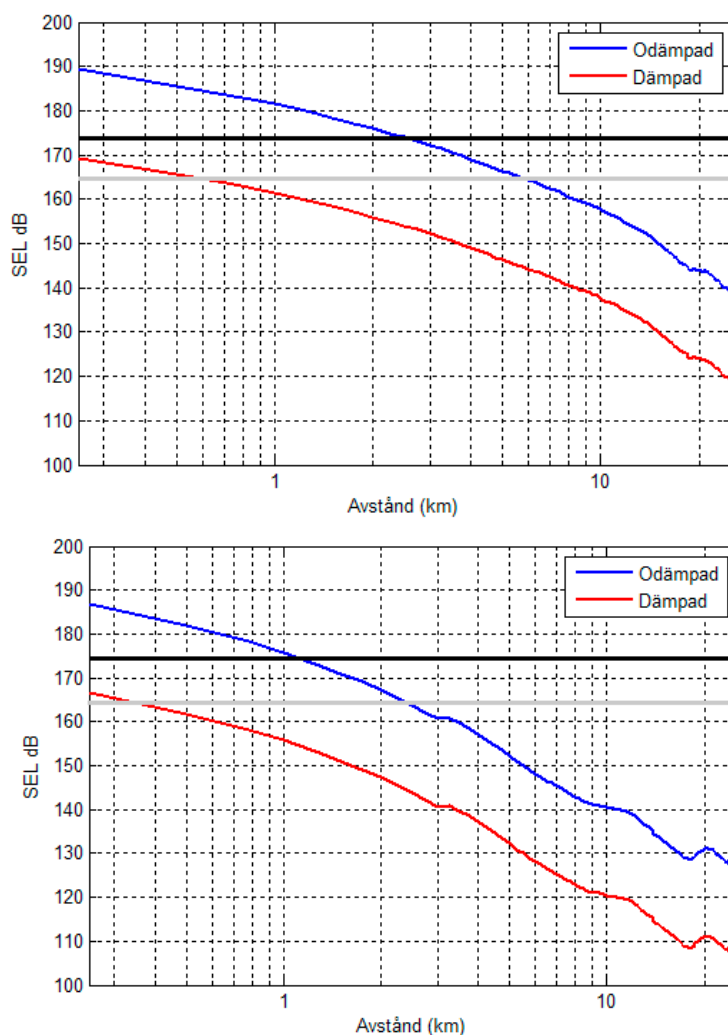


Figur 33 Ljudexponeringsnivån  $SEL_{(enkel)}$  för frekvenser 10 Hz–25 kHz vilket ger en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu Pa_2s$   $SEL_{(enkel)}$  som funktion av riktning och avstånd i augusti vid södra Östersjön. Vänster: Nivåer vid pålning utan dämpning. Höger: Nivåer med en dämpning på 20 dB.



Figur 34 Ljudexponeringsnivån  $SEL_{(enkel)}$  för frekvenserna 10 Hz–25 kHz vilket ger en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu Pa_2s$   $SEL_{(enkel)}$  som funktion av riktning och avstånd i augusti i Kattegatt. Vänster: Nivåer vid pålning utan dämpning. Höger: Nivåer med en dämpning på 20 dB. Det mörkblå området i bäringsintervallet  $[-20^\circ, 135^\circ]$  i bilderna utgörs av land.

Får att förtydliga se hur den integrerade energin i källpulsens summerad över alla frekvenser ändras som funktion av avståndet, presenteras data även i en viss riktning. I Figur 35 har data från Figur 33 och Figur 34 längs bäringen  $225^\circ$  från mittpunkten extraherats för att ge en bild av hur  $SEL_{(enkel)}$  för frekvenserna 10 Hz–25 kHz varierar för olika avstånd. Vi noterar att ljudnivån är högre i södra Östersjön i stort för alla avstånd, som sannolikt beror på skillnaden i bottensammansättningen och batymetri men även på ljudhastighetsprofilen. Effekten av bullerdämpande åtgärder är tydlig. Om källan dämpas med 20 dB så minskar avståndet för t.ex. den föreslagna skadliga nivån för tumlare på 164 dB re  $1\mu Pa_2s$   $SEL_{(enkel)}$  från ca 6 km till 600 m i södra Östersjön, och från 1,5 km till 350 m i Kattegatt. Detta gör att det område som potentiellt påverkar negativt kan minska relativt mycket om man använder sig av någon form av dämpningssystem. Notera att de beräknade resultaten baseras på typbottnar som kan förekomma i dessa områden. En noggrannare bottenundersökning bör göras innan den faktiska ljudutbredningen kan bedömas.



Figur 35 Ljudexponeringsnivån  $SEL_{(enkel)}$  för frekvensernas 10 Hz–25 kHz vilket ger en ekvivalent källstyrka på 226 dB re  $1\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$  som funktion av avstånd längs bäring 225° i augusti vid södra Östersjön (övre) och i Kattegatt (nedre) för odämpad (blå) respektive dämpad (röd) pålning. Grå linje visar det förslag till skadlig ljudnivå för TTS för tumlare (164 dB re  $1\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ ) och svart linje för mortalitet och skada på inre organ för fisk (174 dB re  $1\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ ). Notera att skadan även är beroende av antal ljudpulser över tiden.

## 6 Pålningsljudets påverkan på tumlare, torsk och sill

### 6.1 Inledning

Utgångspunkten i denna studie är att förebygga skador på populationsnivå för några specifika arter i svenska vatten. Fokus är på tumlare (*Phocoena phocoena*), torsk (*Gadus morhua*) och sill (*Clupea harengus*), vilka är arter med en viktig roll i det marina ekosystemet och vars fortlevnad är hotade, alternativt betydelsefulla för det kommersiella fisket (Figur 36). Studien avser att samla information som finns tillgänglig gällande arternas respons och effekter vid höga och impulsiva ljud (pålning, luftkanon, explosion och aktiva sonar). Det är främst skador och flyktbeteende som behandlas då dessa reaktioner kan påverka arten på populationsnivå.

Tumlare är en av de minsta arterna av tandvalar och den enda valart som förekommer året runt i svenska vatten. Arten förekommer i Östersjön samt längs hela svenska västkusten. Tumlarbeståndet i Södra Östersjön definieras som en separat population på grund av genetiska och morfologiska skillnader jämfört med tumlarpopulationerna i Bälthavet och Västerhavet (Wiemann m.fl., 2010; Sveegaard m.fl. 2015). Populationen i Östersjön har minskat kraftigt och utgörs idag av ca 500 djur (Carlström och Carlén 2015) och löper risk att utrotas om inte särskilda åtgärder vidtas. Det största hotet i dagsläget för tumlare är bifångst i nät- och garnfiske men även av miljögifter (PCB), och minskad födotillgång p.g.a. av utfiskning. Tumlare är skyddade genom flertalet organisationer och både HELCOMs (HELCOM 2013) och IUCNs (IUCN 2015) rödlista för hotade arter särskiljer Östersjöpopulationen som klassificeras som ”akut hotad” (CR) medan tumlarbestånden i Bälthavet och Kattegatt klassificeras som *sårbar* (VU) enligt HELCOM. I den svenska rödlistan (Artdatabanken 2015) behandlas tumlare som ett bestånd i svenska vatten som hamnar inom kategorin *sårbar* (VU). Vidare är tumlare även strikt skyddade inom EU:s Art- och Habitatdirektiv (Rådets Direktiv 92/43/EEG) då de skall skyddas både inom och utanför Natura 2000-områden (*Species protection under the Habitats Directive Annex II och Annex IV*). Tumlare finns även med på OSPARs lista över hotade och/eller minskande arter i Nordostatlanten (OSPAR 2008).

Torsk och sill är några av de mest betydelsefulla fiskarterna i Sverige. Båda arterna förekommer i alla svenska kustvatten. Torskens utbredning begränsas dock i Bottenhavet av den låga salthalten. Torskbestånden har minskat kraftigt sedan 1980-talet och hamnar generellt under kategorin *sårbar* (VU) på Artdatabankens (2015) och HELCOMs (2013) rödlista. Det är främst ett högt fisketryck som är det största hotet mot torsken men även syrebrist i bottenvattnet och ökad närsaltsbelastning bidrar till nedgången av beståndet. Torsken delas upp i skilda bestånd som klassificeras olika i HELCOMs rödlista. Torskbestånden i Östra Östersjön klassificeras som *sårbar* (VU) och i Västra Östersjön som *nära hotad* (NT). Torsken i Kattegatt, vars lekbiomassa har minskat med 90 % sedan 1970-talet (ICES 2012), anses vara ”akut hotad” (CR).



Tumlare är en predator i den marina näringskedjan och har ett relativt högt näringskrav och dieten utgörs främst av torsk och sill (Börjesson m.fl., 2003, Sveegard m.fl., 2012). Torsk anses vara den viktigaste rovfisken i Västerhavet och i stora delar av Östersjön medan sill utgör en viktig födokälla för flertalet marina rovfiskar, fåglar och däggdjur. Torsk är främst en bottenlevande fisk men vuxna individer förekommer även pelagiskt. Sillen lever pelagiskt men är substratberoende under leken då de samlas på grunt vatten längs kusten och på utsjöbankar. Sillens ägg stannar i områdena då de sjunker till botten och bildar aggregat. Grunda havsområden (<30 m djup) utgör även attraktiva områden för etablering av havsbaserad vindkraft, och pålningsarbete kan således sammanfalla med lekperiod för sill.

Med bakgrund av ovanstående utgör tumlare, torsk och sill viktiga arter att värna om i samband med pålningsarbete vid infästning av vindkraftsfundament.

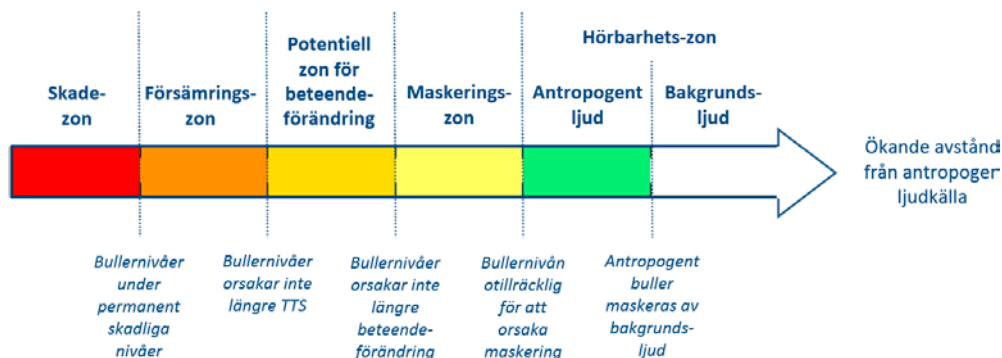


Figur 36 Litteraturstudien fokuserar på tre specifika arter i svenska vatten, tumlare (*Phocoena phocoena*) översta bilden, torsk (*Gadus morhua*) nedersta bilden till vänster och sill (*Clupea harengus*) nedersta bilden till höger. (Tumlare och sill foto © Sandra Andersson, Marine Monitoring AB, torsk foto © Mathias Andersson, FOI).

### 6.1.1 Hörseln hos tumlare och fisk

Hörsel är ett av det viktigaste sinnet för däggdjur och fisk, något som är en effekt av den relativt dåliga sikten under vattnet. Jämfört med syn och lukt kan hörseln ge organismen en bild av omgivningen på långa avstånd och användas för att upptäcka byten och rovdjur.

Ett naturligt ljudlandskap i havet uppkommer när ljud från abiotiska faktorer (t.ex. vågor och vind) blandas med ljud från biotiska faktorer (t.ex. ljud från fisk, tumlare, räkor etc.). Till det naturliga ljudlandskapet sker ett tillskott av mänskligt genererade ljud (antropogent ljud) så som fartygstrafik, seismiska undersökningar och undervattensbyggnationer. Tillskottet av detta ljud ligger ofta inom samma frekvensintervall som fiskarnas eller däggdjurens hörsel (Figur 1). Som konsekvens av utvecklingen av förnybar energiproduktion sker det idag en ökning av byggnation till havs, ofta med hjälp av pålning. De pulser av extrem ljudnivå som uppstår i samband med pålning kan medföra flyktbeteenden samt fysiologiska skador hos bland annat marina däggdjur och fisk som befinner sig i omgivningen (Figur 37).



Figur 37 Illustration av de potentiella effekterna av buller som demonstrerar relationen mellan ljudnivå, avstånd, och påverkan, modifierad och översatt till svenska från Dooling och Blumenrath (2013).

Tumlare har ett stort hörselomfång för att både kunna lyssna efter ljud i omgivningen och ekolokalisera. Vid ekolokalisering sänder de ut ljud som reflekteras när de träffar föremål i vattenmassan och den reflekterade signalen registreras av tumlare som skapar sig en bild av sin omgivning. Tumlare utnyttjar ekolokalisering i syfte att exempelvis finna byten och navigera.

Hos fiskar är hörseln väl utvecklad men den skiljer sig fysiologiskt från däggdjurens i huvudsak genom att fisk kan registrera partikelrörelse. Detektion av ljud tar i huvudsak plats i innerörat i form av mekaniska interaktioner mellan sensoriska hårceller och kalkstenar (otoliter). Partikelrörelsen i en ljudvåg ger upphov till en relativ rörelse mellan otoliterna och hårcellerna som uppfattas som ljud. Partikelrörelsen kan detekteras hos alla studerade fiskarter (Popper och Fay 2011) men det är endast fiskar med simblåsa som kan registrera tryckkomponenten i en ljudvåg. Den gasfyllda simblåsan speglar tryckförändringarna i vattnet som orsakas när den passerande ljudvågen komprimerar och expanderar vattenpartiklarna. Fluktuering av simblåsans volym orsakar partikelrörelse som kan registreras i innerörat. Förmågan

hos fiskar att uppfatta ljudet skiljer sig mellan arter då det är stor anatomisk variation i var simblåsan är placerad relativt otoliterna. Hos sill och karpfiskar finns det en mekanisk koppling mellan simblåsan och innerörat vilket gör att de är mer ljudkänsliga både gällande frekvens och ljudtryck. Lax, ål och torsk saknar kopplingen mellan simblåsan och innerörat och har därför en högre hörseltröskel. För att fisken skall kunna registrera ett ljud måste ljudnivån överstiga hörseltröskeln med ett par dB, så kallad kritiska nivån (engelska: critical ratio). Bakgrundsljudet har också stor betydelse för hur väl fisken kan höra ljudet.

### 6.1.2 Skador från pålningsljud på individnivå

Exponering av extremt höga impulsiva ljud som vid pålning kan medföra att fiskar dör av skador på simblåsan och andra inre organ (Popper och Hasting, 2009). En fisk utan simblåsa anses vara mindre känslig för tryckförändringar men även fiskar med simblåsa skiljer sig sinsemellan beroende på typ av simblåsa (se vidare avsnitt 6.2.4). En ljudvåg orsakad av ett pålningsslag innehåller snabba tryckförändringar som påverkar fiskens olika kroppsdelar beroende på deras kompressabilitet. Fiskens vävnad påverkas lite på grund av dess fysikaliska likhet med vatten. Gaser däremot, som kan finnas som fria eller lösta, har en mycket högre kompressabilitet än vatten och komprimeras och expanderar i takt med tryckförändringar (barotrauma). Ett gasfyllt organ så som simblåsan komprimeras mer än kringliggande vävnad vid övertryck och expanderar mer än kringliggande vävnad vid undertryck. Simblåsans komprimering och expanderande relativt fiskens vävnad kan leda till skada på vävnaden och även bristning av simblåsan (Hastings och Popper 2005). Barotrauma kan även orsaka bildning av luftbubblor i blodkärl och organ, vilket ofta är dödligt.

Höga ljudnivåer kan även orsaka permanenta hörselskador PTS (*Permanent Threshold Shifts*) eller generera tillfälliga hörselnedsättningar TTS (*Temporary Thresholds Shift*) hos både tumlare och fisk. Vid PTS hos tumlare sker en skada på sinnesceller i hörselorganet medan TTS delvis uppstår på grund av svullnad av specifika nervändar i hörselorganet. Hos fisk kan permanenta hörselskador exempelvis vara skador på känselhårceller, nervfibrer eller andra skador på vävnader. Tillfälliga hörselskador innebär att känselhår rycks loss från sinnesepitelet i fiskens inneröra. Känselhåren kan troligtvis ersättas av nya och varaktigheten och intensiteten i ljudet kan påverka tiden för återbildning.

### 6.1.3 Beteendereaktion som svar på pålningsljud

Höga ljudnivåer som genereras i samband med pålning kan frambringa två olika typer av beteenden hos tumlare. Ett panikartat flyktbeteende kan uppstå om individen är helt oförberedd på ljudet. En farhåga är om detta bidrar till att en kalv separeras från modern. Den vanligaste responsen hos tumlare är emellertid ett undflyende eller undvikande beteende från ljudkällan (Skjellerup m.fl., 2015).

Förväntade beteendereaktioner hos fisk exponerade för höga ljudnivåer är bland annat undvikande, flyktbeteende, skrämnelreaktion och förändrat simbeteende (Thomsen m.fl. 2006; Mueller-Blenke m.fl. 2010). Beteenderesponser hos olika arter kan variera då hörseltröskeln varierar samt att arterna kan ha olika flyktbeteenden. Det kan även vara stor variation inom arten och hos individer beroende av kön, ålder, kondition och motivation. Om ett område är tillräckligt viktigt för fiskens överlevnad eller fortplantning så kan fisken vara mer tolerant mot ljudet (Bejder m.fl., 2009). För en bottenlevande fisk så som torsk kan bottenmiljön exempelvis vara ett bra födosöksområde, lekområde eller fungera som skydd mot predatorer. Hos den pelagiska sillen är det främst födosök, lek, övervintring och migration som är relevant. Till exempel skiljer sig sillens reaktion på impulsiva ljud från stark respons under övervintring till låg under födomigration (Pena m.fl., 2013; Doksaeter m.fl., 2012).

#### **6.1.4 Påverkan på populationsnivå från pålningsljud**

Det finns inga direkta fältstudier som behandlar hur den negativa effekten från pålningsljud påverkar en art på populationsnivå (Popper m.fl., 2014; Skjellerup m.fl., 2015). En hypotes är att det främst är en negativ påverkan som medför försämrad reproduktionsframgång som kan resultera i negativa effekter på populationsnivå.

Påverkans omfattning är bland annat beroende av populationsstorlek, livsstadium, område och påverkansgrad. Olika bestånd eller populationer kan påverkas lokalt och en negativ påverkan på en enskild individ kan få betydande konsekvenser om beståndets fortlevnad är allvarligt hotad (Skjellerup m.fl., 2015). Det minskade beståndet av tumlare i Östersjön är exempelvis särskilt sårbart jämfört med bestånden av tumlare i Bälthavet och Kattegatt. Samma resonemang kan gälla för torskbeståndet i Kattegatt jämfört med andra bestånd så som i t.ex. Nordsjön. En riskanalys i samband med ett vindkraftsprojekt i Kattegatt visade att byggnadsfasen kan medföra en betydande risk för den hotade torskpopulationen. Effekten på populationsnivå inträffar emellertid endast om pålningsarbete utförs i samband med torskens lek i området (Hammar m.fl., 2014). Påverkan från havsbaserad vindkraft på tumlarpopulationen i Kattegatt har simulerats med en modell, där resultatet indikerar att tumlarpopulationen inte påverkas av existerande vindkraftsparker samt av byggnation av två planerade vindkraftparker (Nabe-Nielsen m.fl., 2011).

En hörselskada (TTS, PTS) hos tumlare, orsakad av höga ljudnivåer, skulle kunna leda till försämrad förmåga att ekolokalisera och därmed sämre möjligheter att finna byten, kommunicera och navigera, vilket förväntas påverka både individens reproduktion och överlevnad. Eftersom tumlare lever i kalla tempererade vatten behöver de regelbundet söka föda och fylla på energireserven för att undvika att frysa ihjäl. Om tumlare skräms bort från ett produktivt område utan andra möjligheter föreligger risk för reducerad kondition. För vuxna honor som oftast är både dräktiga och digivande samtidigt är tillgång till produktiva områden av större betydelse jämfört med andra individer (Carlström och Carlén, 2015).

Skador från höga ljudnivåer på fisk påverkar individens överlevnad och/eller reproduktion direkt eller indirekt genom försämrad kondition. En hörselskada kan exempelvis hindra fisken att kommunicera, upptäcka predatorer och känna av omgivningen. En stressrespons, orsakad av en bullrig miljö, kan generera en högre mottaglighet för sjukdomar och minskad lekframgång (Thomsen m.fl., 2006; Sierra-Flores m.fl., 2015). Även en ökad mortalitet hos ägg och larver kan påverka rekrytering till det totala beståndet. Ett förändrat beteende- eller migrationsmönster kan tänkas påverka populationen om fisken flyr eller undviker ett preferensområde för födosök, lek eller uppväxt, vilket potentiellt kan resultera i att fiskens fortplantning, kondition eller ynglens överlevnad påverkas negativt.

## 6.2 Studier på fisk (torsk och sill)

Det finns i dagsläget få studier gjorda på torsk och sill som exponerats för impulsiva ljud. Att dra paralleller med studier på andra fiskarter är svårt då hörseltröskeln kan skilja runt 40 dB mellan arter (Chapman och Hawkins, 1973). Studier som behandlar hur torsk och sill påverkas av kontinuerligt ljud, t.ex. driftljudet från en vindkraftpark samt fartygsljud, har inte inkluderats i denna sammanställning då ljudbilden från ett kontinuerligt ljud skiljer sig från ett impulsivt ljud.

Det finns några få studier gjorda på ägg och larver för torsk och sill. Skillnaden mellan arter bedöms emellertid som liten, framför allt för ägg, då det är först när simblåsan utvecklas i larvstadiet som skillnader förväntas uppkomma. Av den anledningen behandlas ägg och larver i ett eget avsnitt (6.3) där studier av flera fiskarter har inkluderats.

I följande avsnitt beskrivs inledningsvis hörseln hos torsk och sill (6.2.1). Därefter presenteras en sammanfattning följt av en detaljerad beskrivning av resultaten från flertalet studier som behandlar arternas reaktion på olika ljudnivåer och frekvenser (6.2.2, 6.2.3). Då det finns begränsad information för arterna torsk och sill beaktas även internationella riktvärden som tagits fram för fisk, vilka grundas på studier av andra arter. Riktvärdena presenterar endast skador och mortalitet, vilket bedöms vara applicerbart på fisk generellt. Skillnaden mellan arter förväntas vara mindre vid fysiologiska skador på inre organ i jämförelse med beteendeförändringar och hörselskada som är mer kopplad till artens känslighet för både frekvens och ljudintensitet (Popper m.fl., 2005). Det finns dock skillnader i simblåsans utformning mellan arter som kan påverka när skador uppstår (Halvorsen m.fl., 2012b).

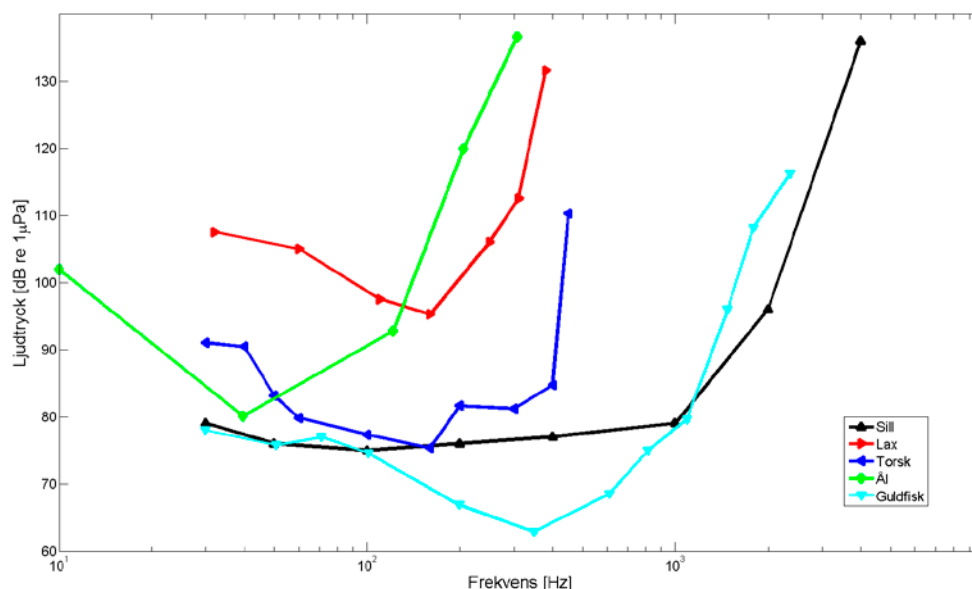
### 6.2.1 Hörseln hos torsk och sill

Sill (*Clupea harengus*) är en av de fiskarter som har högst känslighet för undervattensljud. En kombination av gasfylld simblåsa med koppling till innerörat samt två gasbubblor i innerörat bidrar till ett brett hörselfrekvensintervall och låg hörseltröskel (Doksaeter m.fl., 2008, Mann m.fl. 2005, Popper m.fl. 2004).

Hörselns frekvensspann över 30 till 4000 Hz och sillens lägsta tröskelvärde ligger på 75 dB re 1 µPa vid frekvensen 100 Hz (Thomsen m.fl., 2006; Doksaeter m.fl., 2008) (Figur 38). Sillens goda förmåga att uppfatta ljud bidrar till att hörseltröskeln ofta ligger under bakgrundsvärdet av omgivningens ljudbild, därmed begränsas sillens förmåga att uppfatta ljud ofta genom maskering av bakgrundsvärdet snarare än tröskelvärdet (Andersson m.fl., 2011).

Torsk hör inte inom lika brett frekvensintervall som sill då den inte har samma koppling mellan simblåsa och innerörat, däremot har torsk en lägre hörseltröskel i jämförelse med lax och ål då simblåsan sitter närmare innerörat hos torsk. Torsk hör inom frekvensintervallet 18–470 Hz och hörseltröskeln är som lägst vid 75 dB re 1 µPa vid 160 Hz (Chapman and Hawkins 1973) (Figur 38). Torsk kan eventuellt även uppfatta ultraljud (3 ms 38 kHz pulser) men endast vid väldigt höga ljudnivåer >194 dB re 1 µPa (Astrup och Møhl 1993, 1998). Torsk använder ljud vid kommunikation, exempelvis vid aggressivt beteende eller vid lek då hanarna använder sig av grymtningar. Grymtningarna utgörs av pulser inom 30–250 Hz med en mycket grovt uppskattad källstyrka på mellan 120 till 133 dB re 1 µPa (Hawkins och Rasmussen 1978, Nordeide och Kjellsby, 1999). Torsk har även förmåga att positionera och bestämma avståndet till en ljudkälla och då är både stimuli från partikelacceleration och ljudtryck av betydelse (Schuijf och Hawkins, 1983).

De morfologiska skillnaderna hos torsk och sill som är kopplat till simblåsan och hörseln gör att studier på dessa två arter kan ge en övergripande bild på hur fiskar generellt reagerar på höga, impulsiva ljud vid olika frekvenser, både gällande flyktbeteende och skador på inre organ.



Figur 38 Hörselkänslighet i enheten ljudtryck hos ett antal fiskarter. Sill (*Clupea harengus*) (Enger 1967), lax (*Salmo salar*) (Hawkins & Johnston 1978), torsk (*Gadus morhua*) (Chapman & Hawkins 1973), ål (*Anguilla anguilla*) (Jerkø et al. 1989) och guldfisk (*Carassius auratus*) (Fay 1969). Variationen i känslighet för både frekvens och ljudintensitet beror på anatomiska skillnader mellan arterna. För lax och kanske också ål är troligtvis den relevanta stimuli partikelacceleration snarare än ljudtryck Figur från Andersson m.fl. 2011.



## 6.2.2 Sammanfattning av resultaten

Resultat och referenser av de studier som finns nämnda i detta avsnitt finns presenterat i Tabell 9 samt i nästföljande avsnitt där även respektive studie beskrivs mer ingående.

**Tabell 9 Sammanställning av befintlig litteratur på uppmätta ljudnivåer, i vilka olika typer av respons har observerats hos torsk och sill samt hos fiskar generellt. Resultaten är sorterade efter ljudnivå inom respektive gruppering. Notera att ljudnivå presenteras både som SPL och SEL och att det förekommer skillnader i frekvens.**

	Respons	Ljudnivå (SPL=dB re 1 µPa/SEL=dB re 1 µPa <sup>2</sup> s)	Frekvens (Hz)	Referens	Kommentar	Storlek (mm) alternativt ålder (mån)	
Torsk	Viss dödlighet (5-10%) , inre skador	SPL <sub>topp</sub> ca	238-242	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Studie på juvenil torsk	100-180
	Inre skador, viss återhämtning	SPL <sub>topp</sub> ca	230-238	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Studie på juvenil torsk	100-180
	Hörselskador (53 %)	SPL <sub>topp</sub>	230-242	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Studie på juvenil torsk	100-180
	Dödlig skada (90 %)	SPL <sub>topp</sub>	219-230	Vattenkanon	Knutsen och Dalen 1985	Studie på juvenil torsk	90-110
	Balansproblem, inga skador	SPL <sub>topp</sub>	214-231	Luftkanon	Knutsen och Dalen 1985	Studie på juvenil torsk	90-110
	Skrämselreaktion, ej flykt	SPL	195	80-120 (luftkanon)	Wadle m.fl. 2001	Fältstudie, lägsta uppmätta ljudnivån	okänt
	Skador	SPL	180	50-400 (en ton)	Enger 1981	Studie på torsk	250
	Beteendeförändring	SPL <sub>topp</sub>	140-161	150-350 (pålning)	Mueller-Blenke m.fl. 2010	Studie på torsk	310-470
	Ingen reaktion	SPL	160	470	Kastelein m. fl. 2008	Studie på torsk	420-460
	Ingen reaktion	SPL	130	200	Kastelein m. fl. 2008	Studie på torsk	420-461
Sill	Ingen reaktion	SPL	120	100	Kastelein m. fl. 2008	Studie på torsk	420-462
	Ingen reaktion	SPL	152-192	1500-6500 (sonar)	Jørgensen m.fl. 2005	Studie på juvenil torsk	16-65
	Viss dödlighet (20 %)	SPL	189	1500 (sonar)	Jørgensen m.fl. 2005	Studie på juvenil sill	24
	Ingen reaktion	SEL <sub>kum</sub>	181	1000-7000	Doksaeter m.fl. 2012	Fältstudie på sill i stim under födomigration	okänt
	Reaktionströskel (50%)	SPL	160-178	4000	Kastelein m. fl. 2008	Studie på sill	250-300
	Ingen reaktion	SPL	176	1000-7000	Doksaeter m.fl. 2012	Fältstudie på sill i stim under födomigration	okänt
	Viss dödlighet (30 %)	SPL	173	3400 (sonar)	Jørgensen m.fl. 2005	Studie på juvenil sill	31
	Skrämselreaktion/Flyktbeteende	SPL >	170	1000-3000 (sonar)	Jørgensen m.fl. 2005	Studie på juvenil sill	24-51
	Reaktionströskel (50 %)	SPL <sub>topp-topp</sub>	163	50-600	Hawkins m.fl. 2014	Fältstudie på skarpsill	okänt
	Skrämselreaktion	SPL	122-138	70-200	Blaxter och Hoss 1981	Studie på sill	28-170
Torsk/Sill	PTS/TTS	SPL ≥	205		Nedwell m.fl. 2007	Värdet baseras på ett generellt värde för fisk	x
	Mild beteenderespons	SPL ≥	75-125		Nedwell m.fl. 2007	Värdet baseras på ett generellt värde för fisk	x
	Stark beteenderespons	SPL ≥	125-165		Nedwell m.fl. 2007	Värdet baseras på ett generellt värde för fisk	x
	Stark undflyende respons	SPL ≥	165		Nedwell m.fl. 2007	Värdet baseras på ett generellt värde för fisk	x
Internationella riktvärden	Dödlig skada	SEL <sub>kum</sub>	207	100-1000 (pålning)	Popper m.fl. 2014	Föreslagen ljudnivå för påverkan på fisk	x
	Dödlig skada	SPL <sub>topp</sub> >	207	100-1000 (pålning)	Popper m.fl. 2014	Föreslagen ljudnivå för påverkan på fisk	x
	Skada med återhämtning	SPL <sub>topp</sub> >	207	100-1000 (pålning)	Popper m.fl. 2014	Föreslagen ljudnivå för påverkan på fisk	x
	Skada med återhämtning	SEL <sub>kum</sub>	203	100-1000 (pålning)	Popper m.fl. 2014	Föreslagen ljudnivå för påverkan på fisk	x
	TTS	SEL <sub>kum</sub>	186	200,400,1600 (luftkanon)	Popper m.fl. 2014, Popper m.fl.2005	Föreslagen ljudnivå för påverkan baserat på studie på karpfisk**	Vuxna individer
	TTS	SEL <sub>kum</sub>	186	400 (luftkanon)	Popper m.fl. 2014, Popper m.fl.2005	Föreslagen ljudnivå för påverkan, endast skada hos vuxna ind.	360-670
Andra arter	Ingen mortalitet	SEL <sub>kum</sub>	215-222	100-1000 (pålning)	Debusschere m.fl. 2014	Fältstudie på juvenil Europeisk havsaborre*	2-4 mån.
	Skador (återhämtning 13 dgr)	SEL <sub>kum</sub>	215	100-1000 (pålning)	Bolle m.fl. inskickat manuskript	Studie på juvenil Europeisk havsaborre*	104
	Återhämtning av skada	SEL <sub>kum</sub>	217	100-1000 (pålning)	Casper m.fl. 2012	Studie på juvenil kungslax**	99,4
	Återhämtning av skada	SEL <sub>kum</sub>	204-213	100-1000 (pålning)	Casper m.fl. 2013	Studie på juvenil strimmig havsaborre*	42; 100
	Skador som bedöms påverka överlevnad (tröskelvärde)	SEL <sub>kum</sub>	210	100-1000 (pålning)	Halvorsen m.fl. 2012a	Studie på juvenil kungslax**	93-115
	Skador som bedöms påverka överlevnad (tröskelvärde)	SEL <sub>kum</sub>	207	100-1000 (pålning)	Halvorsen m.fl. 2012b	Studie på ciklidfisk* och juvenil störfisk**	84 (6 mån.) resp. 66 (3-4 mån.)
	Inga signifikanta skador	SEL <sub>kum</sub>	205	100-1000 (pålning)	Bolle m.fl. inskickat manuskript	Studie på juvenil Europeisk havsaborre*	104
	Skador som bedöms påverka överlevnad (tröskelvärde)	SEL <sub>kum</sub>	204	100-1000 (pålning)	Casper m.fl. 2013	Studie på juvenil strimmig havsaborre*	42; 100
Barotrauma på inre organ	SEL <sub>kum</sub>	204	100-1000 (pålning)	Halvorsen m.fl. 2012b	Studie på ciklidfisk* och störfisk**	6 resp. 3-4 mån.	

\*Fisk med "stängd" (fysoklist) simblåsa (även torsk). \*\* Fisk med "öppen" (fysostom) simblåsa (även sill).

Kunskapsbristen är stor gällande skador och mortalitet på torsk och sill i samband med exponering för höga impulsiva ljudnivåer. Vid en studie på torsk har skador i form av förstörda sinneshårceller dokumenterats vid ljudstyrkan 180 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid frekvenser mellan 50 och 400 Hz. Ljudet som fiskarna exponerades för pågick en längre tid på en frekvens ("ren ton") och blir därför svår att jämföra med pålningslag. Vid andra studier på juvenil torsk som exponerades för ljudbilden av en vattenkanon och en luftkanon observerades en ökad mortalitet (90 %) vid exponering av ljudtryck mellan 219 och 230 dB re 1  $\mu$ Pa SPL (vattenkanon). Skador på inre organ observerades vid ljudtryck mellan 230 och 242 dB re 1  $\mu$ Pa SP (luftkanon). Hos sill har en viss dödlighet dokumenterats hos juvenila individer vid 179 och 189 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid frekvenser på 3400 resp. 1500 Hz. I de internationella riktlinjerna, som baseras på studier på andra arter än torsk och sill som exponerats för pålningsljud, uppstår dödliga skador hos fisk vid ljudnivån 207 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(kum)</sub> alternativt >207 dB re 1  $\mu$ Pa SPL<sub>(topp)</sub>. Skador där fisken kan återhämta sig uppkommer vid ljudnivån 203 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(kum)</sub> alternativt >207 dB re 1  $\mu$ Pa SPL<sub>(topp)</sub>. De studerade arterna har morfologiska skillnader i simblåsans utformning, vilket resulterar i att skadornas omfattning varierar mellan art och ljudstyrka. De uppsatta riktlinjerna grundas emellertid på de lägsta ljudnivåerna där skador som förväntas påverka fiskens överlevnad noterats.

Det är svårt, om inte omöjligt, att utifrån befintliga studier dra generella slutsatser för beteendeförändringar på olika arter av fisk i sin naturliga miljö. Anledningen är att det finns en stor variation i resultaten från studier som behandlar en beteendeförändring hos fisk som exponerats för impulsiva ljud. Eftersom fiskar hör olika vid olika frekvenser är beteenderesponsen dessutom starkt beroende av både ljudtryck och frekvens och kan variera inom arten beroende av kön, ålder, kondition, funktionella stadie och områdets betydelse för fiskens överlevnad och/eller fortplantning (Kastelein m.fl., 2008; Muller-Blenke m.fl., 2007). Därtill är de flesta studier utförda i tankar eller akvarium och det är viktigt att ta hänsyn till att en fisk i fångenskap kan reagera annorlunda än vad den hade gjort i sin naturliga miljö.

Hos torsk har en beteendeförändring observerats mellan 140 till 161 dB re 1  $\mu$ Pa SPL<sub>(topp)</sub> vid pålningsljud inom frekvensintervallet 150–350 Hz. En beteendeförändring behöver emellertid inte innebära att torsken flyr ett område vid exponering av dessa ljudnivåer. Flyktbeteenden hos torsk har däremot noterats i samband med ljudexponering för luftkanon. Det finns dock inga värden på vilka ljudnivåer fiskarna exponerades för i denna studie. En skrämreaktion har observerats vid 195 dB re 1  $\mu$ Pa SPL (80–120 Hz) men reaktionen resulterade inte i ett flyktbeteende, vilket indikerar att området var viktigt för fiskens överlevnad. Det finns även studier där man inte sett någon beteenderespons hos torsk som exponerats för ljudstyrkor mellan 120 och 160 dB re 1  $\mu$ Pa SPL på frekvenser 100–470 Hz, alla dessa värden låg mindre än 50 dB över torskens hörseltröskel. Studier av sill har demonstrerat att hörseln varierar mellan åldersgrupper, och generellt är juveniler mer känsliga än



larver och större individer. Sillens hörsel frekvens spänner från 30 till 4000 Hz, vilken innebär att den kan registrera pålningsljudet av alla frekvenser. I litteraturen har skrämnelreaktioner och visst flyktbeteende hos sill observerats inom frekvensintervallen 70–200 Hz och 1000–3000 Hz vid ljudstyrkor på 122–138 respektive 170 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL. Reaktionströskeln i en studie sattes till 30 dB över sillens hörseltröskel vid 4000 Hz, då sillen exponerades för ca 160–178 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL. Under födomigration noterades ingen reaktion inom 1000–7000 Hz vid exponering av ljudstyrkor på 176 re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL och 181 re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL. Resultaten indikerar att tröskelvärden för undflyenderekationer höjs under födomigrationen. Under en fältstudie på skarpsill, som exponerades för ljudnivåer liknande pålningsljud, observerades en reaktions-tröskel vid 163 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL<sub>(topp-topp)</sub> och 135 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>(enkel)</sub> inom frekvensintervallet 50–600 Hz.

En viktig slutsats i samband med flyktbeteenden som ett svar på en störning för fisk är att det nödvändigtvis inte påverkar fisken på populationsnivå och att effekten av påverkan kopplas starkt till område och tidsperiod.

### 6.2.3 Resultat från litteraturstudien på torsk och sill

Resultaten från litteraturstudien som beskrivs i detta avsnitt finns sammanställda i Tabell 9. Det finns några fåtal studier som har studerat skador och mortalitet hos torsk som exponerats för höga ljudnivåer. I en av dessa studier exponerades vuxen torsk för 180 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL, vilket motsvarar 100–110 dB över torskens hörseltröskel vid torskens ”känsligaste” frekvenser 150–250 Hz (Enger 1981). De frekvenser som testades var 50, 100, 200 samt varierande frekvenser mellan 300 och 400 Hz. Torskarna exponerades för ”rena toner” i 1 till 5 timmar. I experimentet uppstod skador på innerörat i form av förstörda sinneshårceller för alla testade frekvenser, vilket förväntas påverka fiskens hörsel och balanssystem. Var skadorna uppstod i innerörat var beroende av frekvens. Det är svårt att dra paralleller med pålningsljud eller andra impulsiva ljud då fiskarna exponerades för en specifik frekvens under en längre tid.

Knutsen och Dalen (1985) utsatte juvenil torsk (110 dagar, 90–110 mm) med fullt utvecklad simblåsa för skott från en luftkanon (en liten och en stor) och vattenkanon. Skillnaden mellan en luftkanon och en vattenkanon är att primärpulsens från en luftkanon har ett positivt tryck medan att primärpulsens från en vattenkanon har ett negativt tryck. Booman m.fl. (1996) konstaterar att en luftkanon ger samma typ av skador som en vattenkanon men att effekten sker vid kortare avstånd för en vattenkanon. Juveniler (110 dagar) placerades i finmaskiga nätburar på ett avstånd av 2–6 meter. I studien presenteras endast ljudtrycksnivån (i form av Pascal) av primärpulsens för de olika kanonerna vid 1 meters avstånd. Grovt omräknat utifrån de givna värdena så exponerades individerna i behandling med den lilla luftkanonen för ljudtryck mellan 222–205 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL (1–10 m från ljudkällan), och i behandling med den stora luftkanonen för ljudtryck mellan 231–214 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL (1–10 m från ljudkällan). I behandling med vattenkanonen expo-

nerades individerna för ljudtryck mellan 230–213 dB re 1  $\mu$ Pa SPL (1–10 m från ljudkällan). Vid exponering av luftkanon observerades tecken på balansproblem men fiskarna återhämtade sig snabbt. Vid exponering av ljudtryck från vattenkanonen på 2 meters avstånd (som vid 1 meters avstånd hade ett ljudtryck på 230 dB re 1  $\mu$ Pa SPL och vid 5 meter 219 dB re 1  $\mu$ Pa SPL) noterades en mortalitet på 90 %. Vid dissektion observerades skador i form av spräckta simblåsor samt blödningar längs simblåsan och i levern. På 6 meters avstånd (<219 dB re 1  $\mu$ Pa SPL) observerades endast balansproblem.

Booman m.fl. (1996) exponerade juvenila torskar (100–180 mm) för ljudtrycket från en luftkanon på avstånd av 0,9–1,7 meter från ljudkällan med ljudnivåer mellan ca 242 och 230 dB re 1  $\mu$ Pa SPL. Ingen signifikant ökad mortalitet observerades. Några få döda individer (5–10 %) observerades endast vid 0,9 meter från ljudkällan. Vid invändiga undersökningar noterades emellertid skador på inre organ så som simblåsa, njurar, huvudven, hörselorgan och ögon hos individer från alla avstånd. Tre dagar efter behandlingen var skadeförekomsten 36 % men efter 16 dagar var förekomsten av skador nere på 6 %, vilket indikerar en återhämtning. Genom undervattensvideo observerades att flera individer slagits medvetlösa. Efteråt överfördes samtliga individer till laboratorium för ytterligare observationer där de behandlade individerna uppvisade ett onormalt simbeteende under de första timmarna. Båda effekterna kan i fält resultera i en ökad dödlighet.

Mueller-Blenke m.fl. (2010) studerade beteenderespons hos torsk exponerad för uppspelat pålningsljud. Utifrån resultaten uppstår beteendeförändring hos torsk mellan 140 till 161 dB re 1  $\mu$ Pa SPL<sub>(topp)</sub>. I experimentet exponerades torskarna för ett inspelat pålningsljud med ett maximalt ljudtryck på 170 dB re 1  $\mu$ Pa SPL<sub>(topp)</sub>. De ljudnivåer som spelades upp motsvarar ett långt avstånd (flertalet km) från en pålningsaktivitet. Resultaten uppvisade en variation av individuella beteenden som reaktion på ljudet. Pålningssignalen i denna studie låg i huvudsak inom intervallet 150–350 Hz, vilket ligger inom det känsligaste frekvensområdet för torsk. Reaktionerna utgjordes i denna studie av en frysrespons, minskad simhastighet när ljudet sattes på, ökad simhastighet under ljudexponeringen samt förändrad simriktning då fisken exponerades för ljudet första gången.

Det finns ytterligare studier som indikerar ett flyktbeteende hos torsk då fångsten minskat i samband med ljudexponering från en luftkanon. En minskad fångst är förmodligen ett resultat av förändrat beteende och utbredning före och efter ljudexponeringen (Engås m.fl., 1996; Lokkeborg m.fl., 2012). I Engås m.fl. (1996) minskade trålfångsten av torsk och kolja i medeltal med ca 50 % under tiden då skjutningen pågick. En minskning i fångsten observerades till 18 sjömil (33 km) från ljudkällan. De var en större minskning av stor torsk (>60 cm) än av mindre torsk. Det finns inga direkta värden av fiskens ljudexponering i dessa studier som går att använda för att bedöma vid vilket ljudtryck det sker en beteenderespons.

I en annan fältstudie som utfördes på ett kustnära rev noterades en skräm-  
selreaktion (eng: C-start respons) hos alla revfiskar (inklusive torsk) som

exponerades för ljudbilden från en luftkanon. Den lägsta uppmätta ljudnivån var 195 dB re 1  $\mu$ Pa SPL på ett avstånd av 109 meter från källan (frekvensintervall: 80 till 120 Hz) (Wardle m.fl., 2001). En intressant notering i denna studie var att inga av fiskarna flyttade sig bort från habitatet, vilket kan vara ett resultat av att området utgjorde en viktig plats för fiskens överlevnad.

Det finns även studier på torsk där ingen beteenderespons har noterats (Kastelein m.fl., 2008; Jørgensen m.fl., 2005). Några exempel på uppmätta ljudnivåer under studien av Kastelein m.fl. (2008) var 120 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid 100 Hz, 130 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid 200 Hz och ca 160 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid 470 Hz. Alla dessa ljudnivåer ligger mindre än 50 dB över torskens hörseltröskel (Chapman and Hawkins, 1973). För bedömningen av beteenderespons skulle mer än 50 % av fiskarna reagera på ljudet. Jørgensen m.fl., (2005) fann inga skador eller beteenderespons hos juvenil torsk (1,6–6,5 cm) som exponerades för sonarljud mellan frekvenserna 1500–6500 Hz och med ett ljudtryck mellan 152–192 dB re 1  $\mu$ Pa SPL.

Det finns ett fåtal studier som behandlar beteenderespons hos sill som exponerats för impulsiva ljud. Kastelein m.fl. (2008) studerade respons hos sill (4 individer) när de utsattes för ”rena toner” inom frekvensintervallet 0,1–64 kHz. Studien fann att vid 4 kHz uppnåddes ett 50 % reaktionströskelvärde (50 % av individerna visade ändrat simbeteende) vid 30 dB re 1  $\mu$ Pa över sillens hörseltröskel, vilket motsvaras av ljudnivån 160–178 dB re 1  $\mu$ Pa SPL. Under en fältstudie på skarpsill (*Sprattus sprattus*), som anses vara nära släkt med sill och ha en liknande hörsel, observerades en 50 % reaktionströskel vid ljudnivåer, liknande pålningsljud, på 163 dB re 1  $\mu$ Pa SPL<sub>(topp-topp)</sub> och 135 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>.s SEL<sub>(enkel)</sub> inom frekvensintervallet 50–600 Hz (Hawkins m.fl., 2014). Blaxter och Hoss (1981) exponerade sill i olika storlekar för ljud inom frekvensintervallet 70–200 Hz och fann en skrämnelreaktion vid ljudstyrkan 122–138 dB re 1  $\mu$ Pa SPL. De konstaterade att individens storlek var avgörande för responsen då larver (28–42 mm) reagerade på ett högre ljudtryck än stora individer (140–170 mm), känsligast var individer av storlek 80–110 mm. Studien av Kastelein m.fl. (2008) demonstrerar skillnader mellan arter samt att skillnaden mellan hörseltröskel och tröskelvärde för reaktion varierar mellan olika frekvenser och enligt Blaxter och Hoss (1981) är även individens storlek av betydelse.

Vid studier av sonarsignalers påverkan på juvenil sill noterades både dödlighet (i 2 av 44 experiment) och beteendeförändringar (Jørgensen m.fl., 2005). Vid ljudtryck på 189 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid frekvens 1,5 kHz observerades en dödlighet på 20 % av sill i medelstorleken 2,4 cm och vid 179 dB re 1  $\mu$ Pa SPL vid frekvens 3,4 kHz noterades en dödlighet på 30 % i medelstorleken 3,1 cm. Inga effekter av ljudexponering noterades på sill runt 2 cm där simblåsan ännu inte utvecklats. I beteendestudierna uppvisade vissa individer tecken på medvetlöshet under några sekunder vid 176 dB re 1  $\mu$ Pa SPL inom frekvensintervallet 1–3 kHz. Vid ljudnivåer överstigande 170 dB re 1  $\mu$ Pa SPL observerades skrämnelreaktion samt visst flyktbeteende. Histologiska studier

visade dock inte på några akuta skador på undersökta organ. Det noterades även att sillen anpassade sig till ljudnivåer understigande 160 dB re 1  $\mu$ Pa SPL.

Doksaeter m.fl. (2012) visade att sill under sin födomigration inte reagerade på sonar på frekvens 1–7 kHz på ljudnivåer upp till 176 dB re 1  $\mu$ Pa SPL och upp till 181 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup> s SEL. Slotte m.fl. (2004) visade att förekomsten av sill inom ett område utsatt för seismisk mätning var lägre än på 20 sjömil (37 km) avstånd, med en gradvis ökning med avstånd. Slotte m.fl. (2004) ansåg att det finns en möjlighet att de migrerande individerna kan ha valt att ta en annan riktning för att undvika ljudet.

#### 6.2.4 Internationella riktlinjer och studier på andra fiskarter

I USA har det tagits fram riktlinjer för påverkan på fisk (mortalitet och skador) vid exponering av impulsiva ljud (Popper m.fl., 2014). Riktlinjerna baseras på flertalet relativt nya laborativa studier på arter med olika kroppsform, simblåsutformning och inre morfologi, som exponerats för pålningsljud. Simblåsans utformning kan påverka fiskens känslighet för ljudtryck beroende av om simblåsan har förbindelse med matstrupen eller inte (Simmonds och MacLennan, 2005). Fysostom kallas fiskar vars simblåsa är förbunden med matstrupen genom ett tunt rör (även kallad ”öppen” simblåsa). Genom röret kan de exkludera gas från simblåsan ut genom munnen och därmed minska den negativa effekten orsakad av ljudtrycket. Fiskar som saknar denna förbindelse kallas fysoklist (”stängd” simblåsa) och reglerar gasmängden i simblåsan genom utsöndring och absorption till blodet, vilket kan resultera i att de inte kan minska volymen av gas tillräckligt snabbt för att undvika skador (Halvorsen m.fl., 2012b). De studerade arterna som riktlinjerna baseras på är juvenil kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Halvorsen m.fl., 2011, 2012a; Casper m.fl., 2012), strimmig havsaborre (*Morone saxatilis*) (Casper m.fl., 2013) samt störfisk (*Acipenser fulvescens*) och ciklidfisk (*Oreochromis niloticus*) (Halvorsen m.fl., 2012b). Arterna exponerades för samma ljudnivåer och exponeringstid. Liksom sill har kungslax och störfisk en ”öppen” simblåsa och torsk, ciklid och havsaborre har en ”stängd” simblåsa. I resultaten hade ciklidfisken med stängd simblåsa mer omfattande skador än stör och kungslax vid de högsta ljudnivåerna (216 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(kum)</sub>). Vid lägre ljudnivåer (204–213 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s SEL<sub>(kum)</sub>) var typ av simblåsa av mindre betydelse då ingen skillnad mellan arter observerades. Det är fortfarande oklart om närvaro av ”öppen” eller ”stängd” simblåsa har någon betydelse i samband med impulsiva ljud. Popper m.fl. (2012) drar slutsatsen att effekten från exponering av pålning verkar vara konsekvent mellan arter oavsett om de är fysostom eller fysoklist. Studier där fisk exponerades för ljudimpulser från undervattensexlosioner visade ingen skillnad mellan fysostom och fysoklist fisk (Yelverton m.fl., 1975). Hasting och Popper (2005) föreslår att fiskar med en ”öppen” simblåsa kan vara mindre känsliga för kontinuerliga ljud som tillåter mer tid till att frigöra gas från simblåsan. Halvorsen m.fl. (2012b) poängterar även att fiskens kroppsform och simblåsans placering och storlek kan påverka graden av skada.

Vid studien på kungslax (Halvorsen m.fl., 2011; 2012a) exponerades individerna för olika ljudnivåer (204–220 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ , 171–187 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$ ) och pålningsslag (960 och 1920). Utifrån resultaten konstaterades att skadornas omfattning var beroende av både ljudnivå och antal slag. I studierna på stör- och ciklidfisk exponerades individerna för ljudnivåer mellan 204 och 216 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  och 174 och 186 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$ , under 24 minuter vilket motsvarar 960 pålningsslag (Halvorsen m.fl., 2012b). Baserat på resultaten från studien på juvenil kungslax presenterade författarna ett tröskelvärde för skador, som bedöms påverka fiskens överlevnad, vid 210 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  vilket uppnåddes vid exponering av 177 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  vid 1920 slag och vid 180 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$  vid 960 slag. Casper m.fl., (2012) noterade en återhämtning av skador i laboratorium hos individer av kungslax som exponerats 217 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ , 187 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$  och 960 slag. Det är emellertid osäkert om fisken återhämtar sig i sin naturliga miljö där den troligtvis måste lägga energiresurser på att bland annat söka föda och undvika predatorer. Vid det föreslagna tröskelvärdet för juvenil kungslax observerades fortfarande inre skador hos störfisk och ciklidfisk och baserat på resultaten från dessa arter sänktes tröskelvärdet för dödlig skada till 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ , vilket motsvarar 177 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$  vid 960 slag. Flera olika typer av skador observerades hos de studerade arterna. Även om antal skador och skadornas omfattning minskade vid de lägre ljudnivåerna observerades fortfarande inre skador som bedömdes vara dödliga vid ljudnivån 204 re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  (174 re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$ , 960 slag). Vid de lägre ljudnivåerna observerades exempelvis skador på reproduktionsorgan (gonader) hos ciklidfisk, vilket kan minska reproduktionsframgång och således påverka arten på populationsnivå.

Casper m.fl., (2013) noterade inre skador samt en återhämtning av skadorna hos strimmig havsaborre exponerade för ljudnivåer mellan 213 och 204 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  (183–171 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$ ). Skadorna var både fler och mer omfattande i jämförelse med de andra arterna. Vid den lägre ljudnivån (204 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ ) var skadorna hos havsaborre lika omfattande som hos störfisk och ciklidfisk vid det föreslagna tröskelvärdet för dödlig skada (207 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ ). I studien observerades även att skadorna var mer omfattande hos större individer (100 mm) i jämförelse med juvenila (42 mm). Anledningen kan vara skillnad i simblåsans resonans samt morfologiska skillnader så som simblåsans storlek och placering i förhållande till andra organ och vävnader.

Trots vissa morfologiska skillnader mellan fiskarter bedömer Popper m.fl. (2014) att likheterna i resultaten från ovanstående studier gör att riktlinjerna kan användas på fisk generellt i samband med pålningsljud. I riktlinjerna uppstår dödliga skador på fisk som känner av ljudtryck med hjälp av simblåsan vid 207 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ . Skador som fisken förväntas återhämta sig från uppstår vid en ljudstyrka på 203 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ . Riktvärdena baseras på de lägsta uppmätta ljudnivåerna då skada noterats. Det finns ytterligare studier där man sett att fiskar dör inom några meter från

pålning (Caltrans, 2004), men det finns inga data på vilka ljudnivåer dessa fiskar exponerades för. Enligt Popper m.fl. (2014) uppstår hörselnedsättning (TTS) hos fisk med simblåsa vid 186 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ . Gränsvärdet baseras på studier på gädda (*Esox lucius*), sikfisk (*Coregonus nasus*) och karpfisk (*Couesius plumbeus*) som exponerats för ljudbilden från luftkanoner (186 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  vid olika frekvenser mellan 100 och 1600 Hz) (Popper m.fl., 2005). Luftkanon är det impulsiva ljud som är mest lik pålning med högst energi mellan 20–50 Hz och minskande energi vid frekvenser högre än 200 Hz. TTS noterades hos karpfisk, som liksom sill har en förbindelse mellan simblåsan och innerörat, vid 200, 400 och 1600 Hz. TTS noterades även hos vuxen gädda (längd: 360–670 mm) vid frekvensen 400 Hz. Ingen hörselskada observerades dock hos sikfisk och hos juvenil (70–110 mm) gädda. Alla fiskar som visat TTS i denna studie återhämtade sig inom 18–24 timmar och inga inre skador eller mortalitet observerades.

Efter att de amerikanska riktlinjerna presenterades har ytterligare laborativa studier utförts på effekter från pålningsljud på juvenil (104 mm) europeisk havsaborre (*Dicentrarchus labrax*) (Bolle m.fl., inskickat manuskript, a). Metodiken var likvärdig den som användes vid framtagandet av riktvärden i Popper m.fl. (2014). I studien noterades vävnadsskador vid exponering av ljudnivån 215 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ . Ingen mortalitet observerades emellertid i studien och de skadade individerna återhämtade sig inom 13 dagar från exponeringstillfället. Inga skador observerades vid en lägre ljudnivå motsvarande 205 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$ .

Debusschere m.fl. (2014) genomförde en *in situ* fältstudie för att undersöka effekten av pålning på juvenil havsaborre (*Dicentrarchus labrax*) (68 respektive 115 dygn, båda stadierna med simblåsa). Ingen ökad dödlighet noterades hos individerna i studien som exponerades för pålningsljud mellan  $\text{SEL}_{(\text{enkel})} = 181\text{--}188$  dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  med ett dominant energiinnehåll mellan 125–200 Hz. Totalt under hela behandlingen så utsattes individerna för en  $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  på 215–222 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Ljudmätningarna och resultaten stödjer studier gjorda i laboratorier (Bolle m.fl., 2012; Halvorsen m.fl., 2011; 2012a; 2012b; Casper m.fl., 2012; 2013) och författaren förespråkar laborationsstudier som ett lämpligt tillvägagångsätt och alternativ till mer komplicerade fältstudier.

Nedwell m.fl. (2007) presenterar generella riktlinjer genom att nyttja  $\text{dB}_{\text{ht}}$  (arter) konceptet, d.v.s. ett ljud på 90 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  över en arts hörseltröskel presenteras som 90  $\text{dB}_{\text{ht}}$ . Enligt dessa riktlinjer uppstår TTS generellt på fisk som exponeras för 130  $\text{dB}_{\text{ht}}$ , och vid upprepad exponering uppstår PTS. Vid längre tids exponering (upp till 8 timmar) kan fisken bli döv vid ljudstyrkor på 90  $\text{dB}_{\text{ht}}$ . En mild beteendereaktion hos fisk skulle enligt riktlinjerna ske vid 0–50  $\text{dB}_{\text{ht}}$  hos en minoritet av individer, vilket troligen inte är ihållande. Ljudnivåer 50–90  $\text{dB}_{\text{ht}}$  framkallar en starkare reaktion hos majoriteten av individerna men en tillvänjning begränsar effekten. Ljudnivåer på 90  $\text{dB}_{\text{ht}}$  och över

förväntas framkalla en stark undvikandereaktion hos praktiskt taget alla individer (se vidare tabell 3 vad  $dB_{ht}$  värdena motsvarar i ljudstyrka för torsk och sill). Problemet med  $dB_{ht}$  konceptet är att de tagits fram utifrån en begränsad kunskap om enskilda arters hörsel och störningsbeteende. Denna metod tar heller inte hänsyn till bakgrundsljudet. Bedömningar som görs grundat på  $dB_{ht}$  metoden skall således beaktas med stor försiktighet.

## 6.3 Fiskägg och larver

Samtliga levnadstadiet hos fisk löper risk för att utsättas och påverkas av pålningsljud vid konstruktion av havsbaserad vindkraft. De tidigaste stadierna, d.v.s. ägg och larver, är dock extra känsliga på grund av att de är betydligt ömtåligare samt har en låg mobilitet. Hur en fisklarv reagerar på tryckförändringar varierar mellan arter och ålder samt på förekomst eller frånvaro av simblåsa (Bishai, 1961). Simblåsan finns inte närvarande under organismens äggstadium men kan utvecklas under larvstadiet. För bentiska fiskar som t.ex. tunga (*Solea solea*) är simblåsan endast temporär under larvstadiet och efter fullbordad metamorfos (ungefär 25 dagar efter kläckning) tillbakabildas simblåsan (Bolle m.fl., inskickat manuskript, b). När under utvecklingen som simblåsan utvecklas är beroende av art och för individerna i experimentet av Bolle m.fl. (inskickat manuskript, b) så varierade det mellan 15–89 dagar efter kläckning för tre olika arterna.

Det finns idag få studier (Tabell 10) på effekten av pålningsljud på ägg och larver för arterna torsk och sill. Studier på effekten av luftkanon och undervattensexpllosioner kan emellertid användas för att komplettera där kunskap saknas. Sådana studier har visat att det sker en generell ökning i mortalitet hos ägg och larver från torsk och andra liknande fiskar men endast på mycket nära avstånd från ljudkällan, vid ljudnivåer runt 242–217 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ . Beräkningar gjorda utifrån det värsta tänkbara utfall vid exponering av luftkanon tyder på att den förväntade ökningen av mortalitet är låg jämfört med den naturliga mortaliteten och att effekten på rekrytering till det totala beståndet kan ses som obetydlig. Hammar m.fl. (2014) föreslår en möjlig reducering av överlevnad hos torskägg, larver och juveniler inom en kilometer från pålningskällan. Under känsliga perioder kan en sådan reducering leda till direkta effekter på rekryteringen men författarna anser att effekten inte borde hindra populationens kapacitet för tillväxt.

**Tabell 10 Sammanställning av befintlig litteratur på uppmätta ljudnivåer (impulsivt ljud) och dess effekter på ägg, larver och juvenil fisk. Resultaten är sorterade efter ljudnivå inom respektive gruppering. Notera att ljudnivå presenteras både som SPL och SEL och att det förekommer skillnader i frekvens. Respons beskriven som "Ökad mortalitet" är signifikant.**

	Respons	Ljudnivå (SPL <sub>topp</sub> re 1µPa)	Ljudkälla / Frekvens (Hz)	Författare	Referens, Ljudnivå	Art	Storlek (mm)	Ålder (dagar efter kläckning)		
Ägg	Ingen effekt (viss mortalitet)	SPL <sub>topp</sub>	242	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Gråsej	x	x	
	Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	242	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Torsk	x	x	
	Ingen effekt (viss mortalitet)	SPL <sub>topp</sub>	236	Luftkanon	Kostyuchenko 1973	Turnpenny och Nedwell 1994	Ansjovis	x	x	
	Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	222	Luftkanon	Knutsen och Dalen 1985	Davis m.fl. 1998	Torsk	x	x	
	Ökad mortalitet	SPL <sub>topp</sub>	222	Luftkanon	Holliday m.fl. 1987	Booman m.fl. 1996	Anjovis	x	x	
	Ingen effekt (viss mortalitet)	SPL <sub>topp</sub>	220	Luftkanon	Kosheleva 1992	Turnpenny och Nedwell 1994	Rödspätta	x	x	
	Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	214	Luftkanon	Kosheleva 1992	Turnpenny och Nedwell 1994	Rödspätta	x	x	
Larver	Äggularver	Ingen effekt (viss mortalitet)	SPL <sub>topp</sub>	242	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Torsk	Okänt	Okänt
		Ökad mortalitet	SPL <sub>topp</sub>	224	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Piggvar	Okänt	Okänt
		Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	222	Luftkanon	Knutsen och Dalen 1985	Davis m.fl. 1998	Torsk	Okänt	1 och 5
		Ökad mortalitet	SPL <sub>topp</sub>	220	Luftkanon	Holliday m.fl. 1987	Davis m.fl. 1998	Anjovis	Okänt	4
		Ökad mortalitet	SPL <sub>topp</sub>	217	Luftkanon	Holliday m.fl. 1987	Davis m.fl. 1998	Anjovis	Okänt	2
		Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	210	50-1000, Pålning (lab)	Bolle m.fl. 2012	Bolle m.fl. 2012	Tunga	ca 5,3	2
	Larver	Ingen effekt (skada på näthinna)	SPL <sub>topp</sub>	250 (uppskattat)	Luftkanon	Matishov 1992	Turnpenny och Nedwell 1994	Torsk	Okänt	5
		Ökad mortalitet	SPL <sub>topp</sub>	223	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Torsk	10-14	Okänt
		Ingen effekt (viss mortalitet)	SPL <sub>topp</sub>	220	Luftkanon	Kosheleva 1992	Turnpenny och Nedwell 1994	Rödspätta	Okänt	Okänt
		Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	217	50-1000, Pålning (lab)	Bolle m.fl. Inskickat manuskript	Bolle m.fl. Inskickat manuskript	Havs- abborre	ca 6 och 14,5	18-19 och 38-39
		Ingen effekt (skada)	SPL <sub>topp</sub>	216	Luftkanon	Kostyuchenko 1973	Davis m.fl. 1998	Ansjovis	Okänt	Okänt
		Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	214	Luftkanon	Kosheleva 1992	Turnpenny och Nedwell 1994	Rödspätta	Okänt	Okänt
	Postlarver	Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	210	50-1000, Pålning (lab)	Bolle m.fl. 2012	Bolle m.fl. 2012	Tunga	ca 6,0-7,1	8 och 15
		Ökad mortalitet	SPL <sub>topp</sub>	242	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Torsk	19-55	Okänt
		Ingen effekt (viss mortalitet)	SPL <sub>topp</sub>	238 (ca)	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Sill	24	Okänt
Ökad mortalitet		SPL <sub>topp</sub>	235-239	Explosion	Govoni m.fl. 2008	Bolle m.fl. 2012	Havs- rudefisk	15,9-17,2	Okänt	
Ökad mortalitet		SPL <sub>topp</sub>	229-236	Explosion	Govoni m.fl. 2008	Bolle m.fl. 2012	Havsgös	18,0-20,1	Okänt	
Ingen effekt (viss mortalitet)		SPL <sub>topp</sub>	235	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Torsk	19-55	Okänt	
Ingen effekt (viss mortalitet)		SPL <sub>topp</sub>	230 (ca)	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Rödspätta	17	Okänt	
Ingen effekt (viss mortalitet)		SPL <sub>topp</sub>	226 (ca)	Luftkanon	Booman m.fl. 1996	Booman m.fl. 1996	Piggvar	27	Okänt	
Ingen effekt		SPL <sub>topp</sub>	222	Luftkanon	Knutsen och Dalen 1985	Davis m.fl. 1998	Torsk	20-53	56-69	
Ingen effekt	SPL <sub>topp</sub>	207	50-1000, Pålning (lab)	Bolle m.fl. Inskickat manuskript	Bolle m.fl. Inskickat manuskript	Sill	19-40	88-89		

### 6.3.1 Effekt av luftkanon

Norska Havsforskningsinstitutet bedrev under 80- och 90-talet flera studier på effekten av ljud från luftkanonskjutningar på ägg, larver och juveniler. Studierna är högst relevanta då de sker i fält samt utförts på bland annat torsk och sill.



Knutsen och Dalen (1985) utsatte ägg, larver och små juveniler av torsk för skott av luftkanon med ett ljudtryck mellan ca 222 och 205 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  (grovt omräknat från Pascal vid 1 meter från ljudkällan se vidare förklaring i avsnitt 6.2.3.). Ägg, larver och små juveniler (56–69 dagar, 20–53 mm) placerades i plastpåsar på ett avstånd av 1–10 meter från ljudkällan. Ingen mortalitet eller skador observerades varken på ägg, larver eller små juvenila.

Skadeeffekten av luftkanoner på ägg, larver och juveniler hos ett antal arter undersöktes även av Booman m.fl. (1996). Individer av olika levnadsstadier placerades på avstånd av 0,75–6 meter från ljudkällan och utsattes för ljudnivåer mellan 242–220 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ . Uppföljning gjordes i form av bland annat kläckningsframgång och födostart av individer från ägg som behandlats.

Inga effekter av ljudexponering noterades hos ägg från torsk och gråsej (*Pollachius virens*). Endast en grupp av ägg från gråsej som exponerats för 242 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  visade en trend på högre mortalitet än de andra grupperna. Hos äggulelarver av torsk som exponerats för 242 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  observerades en liten men icke signifikant ökning i mortalitet. Vid ljusmikroskopsundersökningar av dessa äggulelarver kunde man inte påvisa någon vävnadsskada. Inga effekter av ljudexponeringen noterades hos sill. Hos andra arter som inkluderades i studien noterades en ökad dödlighet hos äggulelarver av piggvar (*Scophthalmus maximus*) som exponerats för 224 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ . Tydliga skador på fria sidolinjeorgan noterades, något som kan leda till försämrad kondition på lång sikt. Andra skador som uppkom efter ljudexponering var blåsor på hjärna, ryggmärg och ögon. Hos larver som exponerats för 242 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  noterades nervceller med onormalt stor cellvolym. En sådan onormalt stor volymökning beror troligen på en onormalt stark och snabb tryckförändring och författarna anser att en skada av denna karaktär i hjärnan kan räknas som indirekt dödlig.

En signifikant ökad dödlighet noterades hos torsklarver (10–14 mm, troligen utan simblåsa) som exponerats för ljudtryck på 223 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  samt hos postlarver av torsk (19–55 mm, har troligen simblåsa) som exponerades för 242 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ . För postlarverna av torsk noterades en ökad men icke signifikant dödlighet vid exponering av 235 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ , 1,5 meter från ljudkällan. En ökad men icke signifikant dödlighet observerades även hos rödspotta vid ca 230 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  och hos piggvar vid ca 226 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ . Hos exponerade postlarver av sill noterades en viss ökad dödlighet vid ca 238 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$  men inga resultat var signifikanta.

Utifrån studier av bland annat Booman m.fl. (1996) konstaterar Sætre och Ona (1996) att även om det har påvisats att seismiska undersökningar i form av luftkanon kan orsaka skador och ökad dödlighet på individnivå så är det ännu oklart om detta har någon effekt på själva rekryteringen hos bestånden. Utan att specificera några arter utgår de från resultatet i Booman m.fl. (1996) och sätter en yttre gräns för 100 % dödlighet vid 2 meters radie från luftkanonen (226 dB re 1  $\mu$ Pa  $SPL_{(topp)}$ ). Uträkningen ses som ett ”worst-case”

scenario. Enligt författarna är den förväntade dagliga mortaliteten orsakad av en seismisk undersökning så låg jämfört med den naturliga mortaliteten att effekten på rekrytering till beståndet kan ses som obetydlig.

### 6.3.2 Effekt av explosion

Govoni m.fl. (2008) utförde en fältstudie som undersökte effekten av chockvågor från undervattensexlosioner på larver av havsgösfisk (*Leiostomus xanthurus*, 18,0–20,1 mm, har simblåsa) och havsrudefisk (*Lagodon rhomboides*, 15,9–17,2 mm, har simblåsa). För exponerade havsgösfisk ökade dödligheten med 100 % vid ljudnivåer på 182–187 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$  och 229–236 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp})}$  (omräknat av Bolle m.fl., 2012). Hos havsrudefisk som exponerades för ljudnivåerna 183–186 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{\text{ss}}$  och 235–239 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp})}$  (omräknat av Bolle m.fl., 2012) ökade dödligheten med 33–100 %. Värdena för  $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$  är jämförbara med pålning medan amplituden på de uppmätta ljudnivåerna hade ett högre (topp) värde än vad ljudet från pålning vanligen har (Bolle m.fl., 2012). Undersökningen indikerar att larver är mer känsliga för chockvågen från en undervattensexlosion än större juvenila och vuxna individer (Govoni m.fl., 2008).

### 6.3.3 Effekt av pålningsljud

Bolle m.fl. (2012) undersökte hur pålningsljud påverkade överlevnaden hos larver av tunga (med simblåsa). En tryckkammare användes som under kontrollerade förhållanden i laboratorium kunde exponera fisklarverna för naturligt efterliknat pålningsljud. Metoden liknar de tidigare laborationsstudierna som utförts på fisk (med maskinen HICI-FT i Halvorsen m.fl., 2011; 2012a; 2012b; Casper m.fl., 2012; 2013) och anses vara likvärdig de utförda i fält (Debusschere m.fl., 2014). Experimentet visade ingen ökad mortalitet under de första 7 dagarna efter exponering av ljudnivåer på upp till 206 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  och 210 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp})}$ . Studien fokuserade emellertid enbart på de dödliga effekterna av pålningen; exponering av sådan grad kan fortfarande resultera i en minskad överlevnad på lång sikt.

Nya, fortsatta studier med tryckkammaren har genomförts av Bolle m.fl. (inskickat manuskript, b), men med ytterligare larver av havsabborre (har simblåsa) och sill (har simblåsa). Flera olika levnadstadiet testades men ingen av arterna visade någon skillnad i mortalitet mellan kontroll och exponerade grupper. Havsabborre utsattes för nivåer på upp till 216 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  och 217 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp})}$  medan sill exponerades för ljudnivåer på upp till 212 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  och 207 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp})}$ . Resultatet jämfördes med den tidigare studien där larver av tunga exponerades för ljudnivåer på upp till 206 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{kum})}$  och 210 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp})}$ . Ingen förändring förekom under de 7 (för tunga) eller de tio dagarna (för havsabborre och sill) efterföljande exponeringen. Tillsammans omfattade de testade larverna hela den spännvidd av olika typer av simblåsutformning som beskrivs av Popper m.fl. (2014). Man kunde alltså inte se någon skillnad beroende på förekomst av simblåsa eller inte, samt mellan fisk med simblåsan förbunden till matstrupen och de utan.

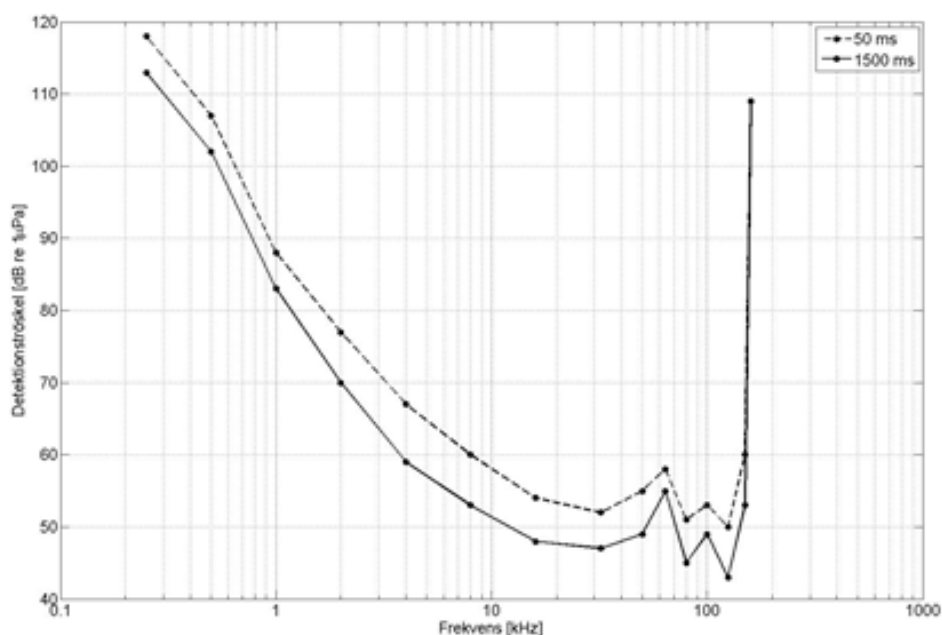
I det senaste dokumentet diskuterar Bolle m.fl. (inskickat manuskript, b) påverkan av resonans utav simblåsan. Detta är något de misstänker inte sker vid användandet av deras tryckkammare. I stället använder de sig av en teoretisk modell där de tänker sig simblåsan som en gasblåsa. Från den teoretiska studien kunde de visa att resonanseffekten var obetydlig för simblåsor mindre än 2 mm (radien på gasbubblan). Simblåsorna hos de fisklarver som testades i tryckkammaren var väsentligt mindre än så. Dock förväntas relevansen av simblåsans resonans vara högre vid större storlek på simblåsan eller vid högre nivåer av höga frekvenser.

## 6.4 Tumlare

I syfte att ge en detaljerad bild över effekter av höga ljud från pålning betraktas ett flertal studier med angivna tröskelvärden för följande respons hos tumlare: (1) Förskjutning av hörseltröskel s.k. TS (Threshold Shift), (2) Undvikande beteende samt (3) Maskering av ekolokaliseringsförmåga. Resultaten från litteraturstudien finns sammanställda i Tabell 11.

### 6.4.1 Hörseln hos tumlare

Tumlarens ekosignaler karakteriseras av korta högfrekventa klick (> 100 kHz) med maximalt med energi kring 110–140 kHz (Veebom och Kastelein, 1995). Hörselförmågan hos tumlare omfattar frekvenser under 1 kHz upp till omkring 140 kHz (Kastelein m.fl., 2002, 2010) (Figur 39). Tumlarnas hörseltröskel är som lägst vid frekvenser kring 100 kHz med tröskelvärden ned till 30–40 dB re 1  $\mu$ Pa SPL (Kastelein m.fl., 2010).



Figur 39 Audiogram för tumlare för två olika långa toner, 50 ms och 1500 ms, baserad på Kastelein m.fl. (2010).

**Tabell 11 Sammanställning av befintlig litteratur på uppmätta ljudnivåer då olika typer av respons har observerats hos tumlare. Resultaten är sorterade efter ljudnivå inom respektive gruppering. Notera att ljudnivå presenteras både som SPL och SEL och att det förekommer skillnader i frekvens.**

Respons hos tumlare	Ljudnivå (SPL=dB re 1 µPa/ SEL=dB re 1 µPa <sup>2</sup> s)		Frekvens (kHz)	Referens	Kommentar
TTS	SPL <sub>topp-topp</sub>	199,7	4 (luftkanon)	Lucke m.fl. 2009	Studie på tumlare, Tröskelvärde
TTS	SPL <sub>topp</sub>	196		NOAA 2015	Gränsvärde, baserat på högfrekvensvalar
TTS	SPL	160	45	Popov m.fl. 2011	Studie på systerart till tumlare, En ljudnivå
TTS	SEL	188–196	1-2	Kastelein m.fl. 2014	Studie på tumlare, Tröskelvärde
TTS	SEL	190	1,5	Kastelein m.fl. 2013	Studie på tumlare, En ljudnivå
TTS	SEL <sub>kum</sub>	183	45	Popov m.fl. 2011	Studie på systerart till tumlare, En ljudnivå
TTS	SEL <sub>kum</sub>	180	4 och 8 (pålning)	Kastelein m.fl. 2015	Studie på tumlare
TTS	SEL	163–172	4	Kastelein m.fl. 2012	Studie på tumlare, Tröskelvärde
TTS	SEL <sub>enkel</sub>	164	4 (luftkanon)	Lucke m.fl. 2009	Studie på tumlare, Tröskelvärde
TTS	SEL <sub>kum</sub>	162		NOAA 2015	Gränsvärde, oviktat*, baserat på högfrekvensvalar
TTS	SEL <sub>enkel</sub>	146	4 och 8 (pålning)	Kastelein m.fl. 2015	Studie på tumlare
TTS	SEL <sub>kum</sub>	139		NOAA 2015	Gränsvärde, viktat*, baserat på högfrekvensvalar
PTS	SPL <sub>topp</sub>	230		Southall m.fl. 2007	Tröskelvärde, oviktat*, baserat på andra arter av marina däggdjur
PTS	SPL <sub>topp</sub>	202		NOAA 2015	Gränsvärde, baserat på högfrekvensvalar
PTS	SEL	198		Southall m.fl. 2007	Tröskelvärde, viktat*, baserat på andra arter av marina däggdjur
PTS	SEL	183	45	Popov m.fl. 2011	Studie på systerart till tumlare, En ljudnivå
PTS	SEL <sub>kum</sub>	177		NOAA 2015	Gränsvärde, oviktat*, baserat på högfrekvensvalar
PTS	SEL <sub>kum</sub>	154		NOAA 2015	Gränsvärde, viktat*, baserat på högfrekvensvalar
Negativ beteendereaktion	SPL <sub>topp-topp</sub> >	174	4 (luftkanon)	Lucke m.fl. 2009	Studie på tumlare
Negativ beteendereaktion	SEL	145	4 (luftkanon)	Lucke m.fl. 2009	Studie på tumlare
Undvikande beteende	SEL50	144–146	0,1-1 (pålning)	Schubert 2015	Studie på tumlare, tröskelvärde
Undvikande beteende	SEL	139–145	0,1-1 (pålning)	Dähne m.fl. 2013	Studie på tumlare, tröskelvärde

\*Frekvensviktning är en metod för att kvantitativt kompensera för skillnad i hörselförmåga mellan olika frekvenser för ett ljud (se även kapitel 2.3.2)

#### 6.4.2 Förskjutning av hörtröskel (TS)

Exponering av extremt höga ljudnivåer kan medföra permanenta hörselskador PTS (Permanent Threshold Shifts) eller generera tillfälliga hörselnedsättningar TTS (Temporary Threshold Shift) med 6 dB för det frekvensområdet där den akustiska energin återfinns. Enligt Southall m.fl. (2007) är skillnaden mellan båda dessa effekter att PTS är att betrakta som en fysiologisk skada medan TTS inte är det, utan endast en utmattning av hörselorganet, en effekt som är reversibel. Kunskapsläget har emellertid ökat inom ämnet sedan sammanställningen av Southall m.fl. (2007) och synen på TTS och PTS ser annorlunda ut idag. Tougaard m.fl. (2015) anser att det är otydligt för om TTS är att betrakta som en fysiologisk skada hos marina däggdjur. Effekterna av TTS på hörselorganet ser annorlunda ut jämfört med PTS. Vid PTS sker en skada på sinesceller i hörselorganet, medan TTS delvis uppstår på grund av svullnad av specifika nervändar i hörselorganet. Författarna hänvisar till experiment som genomförts på terrestra däggdjur och som visat att hörseln inte nödvändigtvis återhämtar sig helt efter en kraftig TTS. Tougaard m.fl. (2015) diskuterar även att ett djur som utsätts för upprepade och allvarlig TTS riskerar att utveckla en form av PTS.

Enligt Southall m.fl. (2007) definieras start av PTS vid exponering av ljudstyrkor som genererar en TTS motsvarande en reducering av hörseltröskel på 40 dB. Notera att bakgrunden till definition av detta kriterium baseras på kunskap om marina- och terrestra däggdjurs hörselanatomi samt extrapolering av TTS data från två andra arter av marina däggdjur: flasknosdelfiner (*Tursiops truncatus*) och beluga (*Delphinapterus leucas*). Tröskelvärde för PTS är att vänta vid ljudstyrkor kring på 230 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  (oviktat) alternativt vid 198 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL (M-viktat) (Southall m.fl., 2007). Frekvensviktning är en metod för att kvantitativt kompensera för skillnad i hörselförmåga mellan olika frekvenser för ett ljud (Southall m.fl. 2007). M-viktat används för marina däggdjur, se tidigare avsnitt 2.3.2.

En modifierad version av M-viktning (Southall m.fl., 2007) har utvecklats av Finneran och Jenkins (2012) genom att komplettera funktionen med ny data innehållande frekvenser med en ökad känslighet för ljudinducerade hörseltröskelförskjutning. Funktionen har vidare extrapolerats och tillämpats på valar inom den funktionella gruppen högfrekvensvalar, här ingår tumlare, av National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2015). NOAA har sedermera arbetat fram riktlinjer genom tröskelvärden för PTS och TTS, för bedömning av effekter av antropogena ljud på marina däggdjur. I riktlinjerna anges ett dubbelt gränsvärde, och den ljudnivå som först överskrids skall gälla. Gränsvärden för PTS är definierade som 202 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  och 154 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  (viktat) respektive 202 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  och 177 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  (oviktat). Noterbart är att då kriteriet för PTS från impulsiva ljud i Southall m.fl., (2007) och NOAA, (2015) inte baseras på empiriska data för tumlare, skall resultatet endast tolkas som en fingervisning inte som ett absolut mått.

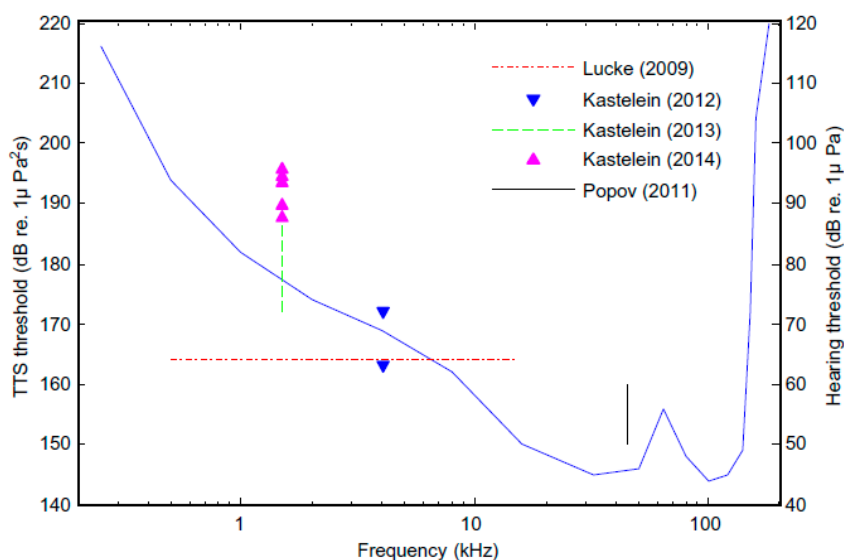
I en studie av Popov m.fl., (2011) exponerades en systerart till tumlare, asiatisk tumlare (*Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*), för 3 minuters pulser av ett halvoktavbandigt brus kring 45 kHz vid 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL. Omräknat till SEL ger motsvarande 183 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (Tougaard m.fl., 2015). Ljudet orsakade en TTS på 45 dB som var så kraftig att den har kategoriserats som PTS. Dock skiljer sig detta ljud från pålning som har tysta pauser mellan slagen vilket Popov m.fl. (2011) inte har. Det finns en möjlighet att en TTS hinner återhämta sig lite i de tysta pauserna. Hörselförmågan hos tumlare och systerarten uppvisar inga större skillnader enligt Popov m.fl. (2006), ett resultat som tolkas som att de båda arterna har en generellt likvärdig hörsel (Tougaard m.fl. 2015). Resultatet torde således vara representativt även för tumlare. Nyare studier har emellertid visat på ett tydligt frekvensberoende hos marina däggdjur (Finneran m.fl., 2015, Kastelein m.fl., 2015). Dessutom är hörseln hos tumlare vid 45 kHz betydligt bättre jämfört med frekvenser under 1 kHz, där pålningsljudet har som mest energi, och sannolikt är det påvisade tröskelvärdet en underskattning av det faktiska värdet som inducerar PTS av pålningsljud. Med bakgrund av detta skall ljudstyrkan vid 183 dB  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL, vilket har rekommenderats som tröskelvärde för PTS, betraktas som ett försiktigt antaget värde.

NOAA (2015) definierade gränsvärden för start av TTS som 196 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL<sub>(topp)</sub> och 139 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>(kum)</sub> (viktat) respektive 196 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL<sub>(topp)</sub> och 162 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>(kum)</sub> (oviktat). Enligt Southall m.fl., (2007) definieras start av TTS så som en inskränkning av hörseltröskeln med 6 dB. Nedan sammanfattas några studier varvid TTS tröskelvärden för tumlare fastslagits.

I ett experiment av Lucke m.fl. (2009) exponerades tumlare för skott av en luftkanon i syfte att få fram uppgifter om tillfällig hörselnedsättning (TTS) inducerad av enstaka pulser. Karaktären på ljudet från en luftkanon är likvärdigt ett pålningsljud och därför applicerbart i denna studie. Resultatet visade att vid 4 kHz överskreds det fördefinierade TTS kriteriet vid ljudtrycksnivån 200 dB SPL<sub>(topp-toppp)</sub> re 1  $\mu\text{Pa}$  och en ljudexponeringsnivå av 164 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>(enkel)</sub>.

Kastelein m.fl. (2012) utsatte tumlare för ett oktavbandigt vitt brus centrerat vid 4 kHz under olika långa tidsperioder (mellan 7,5 minuter upp till och med 4 timmar). Tröskelvärden för TTS noterades vid mellan 163–172 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL. Kastelein m.fl. (2013) inducerade TTS motsvarande 14 dB hos tumlare efter exponering av en lång och kontinuerlig 1,5 kHz ton med en på 190 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL. Då endast en ljudnivå applicerades kunde inget tröskelvärde utläsas från experimentet. I en annan studie av Kastelein m.fl. (2014) noterades tröskelvärden för TTS hos tumlare efter exponering av ljud mellan 1–2 kHz med olika karaktär (ljudstyrkor mellan 144–179 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL och exponeringstid mellan 1,9–240 minuter) och mellan 175 och 205 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL enligt Tougaard m.fl. (2015). I studien kunde tröskelvärden för TTS registreras inom ljudstyrkorna på mellan 188 och 196 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL. Vidare i en studie av Kastelein m.fl. (2015) exponerades tumlare för inspelat

pålningsljud med oviktad ljudexponeringsnivå vid 146 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>(enkel)</sub> (180 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>(kum)</sub>), under 60 minuter. En liten men signifikant TTS noterades endast vid frekvenserna 4 respektive 8 kHz, detta trots att majoriteten (86 %) av ljudenergin fanns inom frekvensintervallet 500–800 Hz. Hörselförmågan för frekvenser betydelsefulla för ekolokalisering förmåga 125 kHz ( $\pm 10$  kHz) påverkades inte av exponeringen från pålningsljudet.



Figur 40 Ljudexponerings nivåer (vänstra skalan i SEL) som krävs för att framkalla en TTS på 6 dB enligt angivna referenser i figuren tillika sammanfattade i texten. Blå linje är ett audiogram med skalan till höger. Uppskattade tröskelvärdesintervall anges endast för data från Popov m.fl. (2011) och Kastelein m.fl. (2013). Stimulering i Lucke m.fl. (2009) utgjordes av puls från en luftkanon, därför anges frekvenserna som ett intervall. Från Tougaard m.fl., 2015.

Enligt (Figur 40), hämtad ur Tougaard m.fl. (2015), baserad på en begränsad mängd information om TTS från tumlare (3 studier) samt en systerart till tumlare (1 studie), föreslås en preliminär gräns för framkallning av TTS hos tumlare vid ljudnivåer på 100–110 dB över tumlarens hörseltröskel för en ren ton vid en specifik frekvens.

### 6.4.3 Beteenderespons

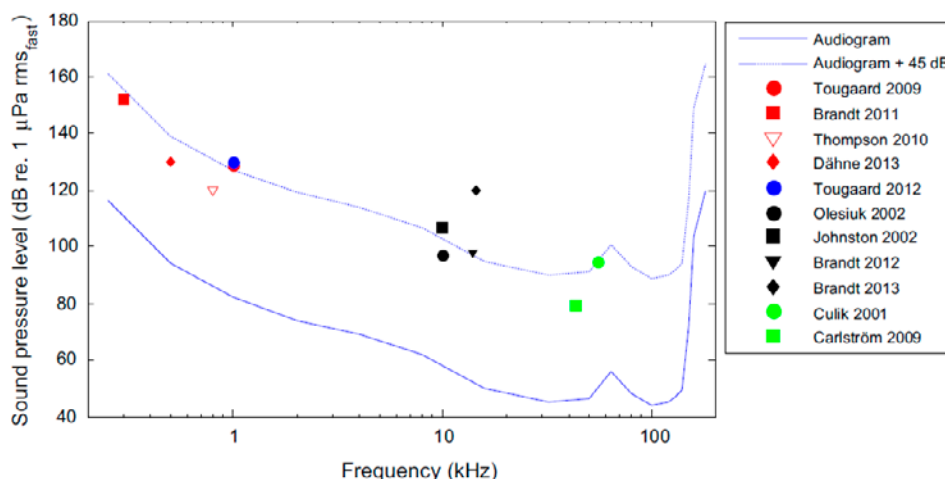
I studien av Lucke m.fl. (2009) i vilken tumlare exponerades för skott från en luftkanon visade tumlaren på konsekvent negativa beteenderekationer vid ljudtrycksnivåer över på 174 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SPL<sub>(topp-topp)</sub> eller på 145 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL.

Vid byggnation av vindparken Alpha Ventus noterades ett undvikande hos tumlare i storleksordningen 20 km. Ljudnivåerna vid 25 km beräknades till motsvarande 139–145 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  SEL i studien (Dähne m.fl., 2013). I en liknande studie, vid byggnation av vindparken Borkum West II i Nordsjön, uppvisade tumlare undvikandebeteende på ljudnivåer ned till och med vid 144–146  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL<sub>50</sub> (medelvärde, se vidare avsnitt 3.2.3), vid lägre ljudnivåer noterades inget undvikande hos djuren (Diederichs m.fl., 2014; Schubert m.fl., 2015).

I den sammanställda kunskapen för marina däggdjur och deras reaktioner på ljud av Southall m.fl. (2007) anges inga tröskelnivåer för undvikande hos tumlare gällande pålningsljud p.g.a. avsaknad av empirisk data. Under 2015 utkom emellertid en artikel av Tougaard m.fl. (2015) som diskuterade hur ljud påverkar valar, med fokus på tumlare. I artikeln lyfts påverkan på tumlare av pålningsljud och vid vilka nivåer som undvikandebeteende hos tumlare är att vänta. Författarna belyser problematiken vid framarbetande av tröskelvärde då resultat från olika studier jämförs.

Eftersom varaktigheten hos en puls påverkar hörbarheten av ljudet hos en tumlare rekommenderar författarna att uppmätta värden räknas om med en fast tidskonstant (0,125 ms) och anges i dB re 1 µPa (RMS, se faktaruta 1) (omräkningen kallas för Leq-fast). På så vis blir resultat från studier med korta ljud men med olika varaktighet jämförbara. För mer information om omräkning samt bakomliggande teori hänvisas läsaren till Tougaard m.fl. (2015). I artikeln illustreras Leq-fast med en figur där värden för bl. a. pålningsarbete och audiogram för tumlare omräknats och jämförts (Figur 41). Baserat på resultatet i denna figur beskrivs det av Tougaard m.fl. (2015) att tröskelvärden för undvikande hos tumlare ligger inom intervallet 40–50 dB över hörseltröskeln, dock måste bakgrundsbruset tas i beaktande innan värdena används.

Faktaruta 1. RMS = avser medelljudtrycket under en bestämd tidsenhet. I förslaget av Tougaard m.fl. (2015) föreslås att medelljudtrycket omräknas med en given tidskonstant (0,125 s), enligt följande  $L_{eq-fast} = L_{eq} + 10\log(1 - e^{-d/t})$ , där  $d$  är varaktigheten för ljudpulsen i sekunder och  $t$  en tidskonstant (0,125 s). Tidskonstanten är baserad på kunskap om hörseln hos människor (integrationstid för ljud). Resultatet möjliggör för direkt jämförelse mellan tröskelvärden för olika signaler med varierande varaktighet. Omräkningen rekommenderas vid diskussion om tröskelvärden för beteende respons.



Figur 41 Uppskattade tröskelvärden för beteendereaktioner (negativ phonotaxi) från ett flertal fältstudier omfattande: pålning (röda & blå), sålskrämmor (svarta) och tumlarpingers (gröna). För sålskrämmor och tumlarpingers motsvaras x-axeln av den frekvens som sannolikt var mest hörbar för tumlare. För pålning representerar x-axeln den frekvens som innehöll högst ljud. Alla uppskattade ljudtryck för tröskelvärden konverterades till Leq-fast. Öppna symboler indikerar en studie där ingen reaktion noterades vid det angivna ljudtrycket. Heldragen linje motsvarar tumlars audiogram enligt Kastelein m.fl. (2010) och streckad linje motsvarar audiogrammet +45dB. Från Tougaard m.fl., 2015.



#### 6.4.4 Maskering av ekolokaliseringsförmåga

Karaktären hos ett bakgrundsljud med avseende på styrka och frekvensintervall påverkar hörbarheten av ett ljud. Maskering sker när ett ljud (t.ex. bakgrundsljud) stör detektionen av ett annat ljud (t.ex. en signal). Graden av störning eller maskering påverkas av styrkan och skillnaden i frekvenser mellan bakgrundsljud och signal. Maskering blir som mest effektiv när de båda ljuden har samma frekvensintervall (Kastelein och Jennings, 2012). En ren ton maskeras huvudsakligen av ljud från närliggande frekvenser i en kritisk bandbredd kring tonens frekvens. Ljud från frekvenser utanför detta frekvensband har endast liten påverkan på detektion av en signal, så tillvida att det maskerande ljudet inte är mycket kraftigt (Kastelein och Jennings, 2012). Det är möjligt att äventyra förmågan hos tumlare att ekolokalisera genom att öka styrkan hos bakgrundsljudet inom det frekvensintervall som överensstämmer med tumlarnas ekolokaliseringsklick. Enligt Kastelein & Jennings, (2012) är det däremot osannolikt att detta sker vid exponering av pålningsljud, eftersom tumlare producerar klick inom ett smalt högfrekvent band med maximalt med ljudenergi inom 110–140 kHz (Veerboom och Kastelein, 1995) och karaktären på ett ljud från pålning har den huvudsakliga mängden energi vid frekvenser under 1 kHz. Liknande resonemang förs av Andersson och Johansson (2013) som menar att det är osannolikt att tumlarens ekolokalisering maskeras i någon högre grad på grund av sonarljud från militära fartyg då frekvenserna ljuden emellan inte överlappar varandra. Resonemanget ges även stöd från resultatet av Kastelein m.fl. (2015), d.v.s. TTS orsakat av pålningsljud antas ha liten eller ingen effekt på tumlarens ekolokaliseringsförmåga men kan ha det på tumlares uppfattningsförmåga för sin omgivning.

## 7 Internationella riktlinjer

### 7.1 Sammanfattning

Riktlinjer eller gränsvärden, kallat begränsningsvärden i svensk förvaltning, för att reglera undervattensbuller vid anläggningsarbete har tagits fram av ett flertal länder och internationella organisationer. Arbetet började under slutet av 90-talet med seismiska undersökningar och har under de senare åren börjat gälla även slagpålning (Wier och Dolman, 2007). Majoriteten av riktlinjerna har fokus på marina däggdjur och tar inte upp fisk eller ägg och larver. Endast en studie tar i nuläget upp gränsvärden för fisk (Popper m.fl., 2014) och detta diskuteras i avsnitt 6.2 (Torsk och sill) samt i kapitel 2 (Förslag till skadliga ljudnivåer av pålningsbuller).

Tidiga riktlinjer innehåller inga satta gränsvärden utan tar mer upp visuella och tekniska metoder för att minska påverkan. Under de senare åren har länder så som Danmark, Nederländerna, Tyskland och USA föreslagit gränsvärden för impulsiva ljud så som pålningsljud (Tabell 12). Gränsvärdena är tröskelvärden där överstigande ljud förväntas påverka marina däggdjur i form av beteendeförändringar och förändrad hörsel (TTS, PTS).

**Tabell 12** Lista över de olika ländernas gränsvärden för påverkan av marina däggdjur. Alla värden är oviknade.

Land	Riktvärden	
<b>Danmark</b>	Gränsvärde för enstaka pulser: TTS vid 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>enkel</sub> PTS vid 179 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>enkel</sub>	Gränsvärde för en serie av pulser ( $\geq 1$ h): TTS vid 175 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>kum</sub> PTS vid 190 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>kum</sub>
<b>USA</b>	Gränsvärde för impulsiva ljud: TTS vid 196 dB re 1 $\mu\text{Pa}$ SPL <sub>topp</sub> alternativt 16 <sup>2</sup> dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>kum</sub> PTS vid 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}$ SPL <sub>topp</sub> alternativt 177 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>kum</sub>	
<b>Tyskland</b>	Gränsvärde för störning: 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>enkel</sub>	Ljudstandard vid 750 m: 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL alternativt 190 dB re 1 $\mu\text{Pa}$ SPL <sub>topp-toppp</sub>
<b>Nederländerna</b>	Gränsvärde för störning: 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL <sub>enkel</sub>	Ljudstandard vid 750 m (Borssele projektet): 159 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL (som lägst) 172 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL (som högst)

### 7.2 Riktlinjer

Inom den europeiska unionen (EU) finns det fyra organ som har arbetat med riktlinjer kring effekten av undervattensbuller (ACCOBAMS, ASCOBANS, OSPAR och ICES). ACCOBAMS har tillsammans med ASCOBANS bildat en arbetsgrupp som utvecklat en litteraturstudie i vilken de beskriver de politiska och tekniska ansträngningar som hittills har genomförts (ACCOBAMS, 2013).

Dokumentet ger en sammanfattning över organens föreslagna riktlinjer vad gäller generella koncept och specifika handlingsplaner för bland annat havsbaserad byggnation med målet att minska de negativa effekterna av buller. Rekommendationerna är bland annat att se till att riskerna noggrant uppskattas genom akustiska modeller, att man planerar aktiviteter i lågriskområden och undviker högriskområden, att källstyrkan gradvis ökas för att ge djur chansen att fly utsatt område (s.k. Ramp-up), att aktuella områden övervakas visuellt och akustiskt, att den senaste tekniken används för att minimera ljudnivåerna mm.

### 7.2.1 Storbritannien

År 2010 publicerade Storbritanniens regering med hjälp av bland annat Joint Nature Conservation Committee (JNCC) ett dokument som redogör, i form av ett protokoll, för hur möjliga effekter av pålning ska begränsas (JNCC, 2010). Protokollet tar inte upp åtgärder för lindring av störningseffekt utan är utvecklat för att reducera risken för skada eller faktiskt död av marina däggdjur i omedelbar närhet av pålningsverksamhet. Mycket av innehållet baseras på JNCCs tidigare rapport om effekten av seismisk aktivitet på marina däggdjur (JNCC, 1998). De anser att ljudnivåerna vid en seismisk undersökning kan vara lika de vid pålning och att det är lämpligt att anta liknande lindringsåtgärder.

Protokollet ger information om utförande kring planering inför ett projekt, en Marine Mammal Observers (MMO) roll och användandet av passiv akustisk övervakning (eng: Passive Acoustic Monitoring, PAM) under utförandet samt om kommunikation mellan besättning och de som jobbar med lindringsåtgärderna. Runt pålningsplatsen ska det etableras en ”åtgärdszon” med minst 500 meters radie från ljudkällan och det är inom detta område som PAM/MMO-utförarna ska övervaka för förekomst av marina däggdjur innan pålningsstarten. Zonens utsträckning representerar det område inom vilket ett marint däggdjur kan ta skada. Förutom rekommendationer om Ramp-up och eventuell användning av akustiska skrämmare (eng: Acoustic Deterrent Devices, ADDs) så finns det inga riktlinjer över ljudnivåer som inte får överstridas.

Tidigare versioner av JNCCs riktlinjer för seismiska undersökningar har kritiserats för att sakna vetenskaplig grund och bevisliga effekter hos de föreslagna lindringsmetoderna (Parsons m.fl., 2009, Wright och Cosentino, 2015). Den senaste utgåvan producerades innan denna kritik lyfts fram vilket innebär att de stående riktlinjerna fortfarande innehåller de brister som kritiserats. Bland annat så ska utövarna under planeringsfasen utifrån känd data utreda möjlig förekomst av marina däggdjur inom det utsatta området, något som Parsons m.fl., (2009) anser inte är möjligt med den begränsade information som finns tillgänglig. En stor brist ligger i antagandet att en individ inom ”lindringszonen” vid störning kommer att fly ifrån källan, något som kan tyckas vara ”common sense” men som de anser inte är vetenskapligt undersökt. Den komplicerade ljudbilden som uppkommer under vattnet skulle

kunna leda till att djuret i stället simmar mot källan då det kan uppleva en koncentration av högre ljud på större avstånd. Ytterligare en "common sense"-teknik som rekommenderas av JCNN är att använda sig av "ramp-up", något som är en ofta använd metod för lindring av impulsiva ljud men som enligt kritikerna inte har studerats fullt ut. Undvikande kan dessutom ske i form av vertikal förflyttning i stället för horisontal och leda till att individen är kvar i området vid start av fulltalig pålning (Parsons m.fl., 2009). Fältstudier på effekten av "ramp-up" har endast nyligen påbörjats men resultaten är enligt Wright och Cosentino (2015) för få och preliminära för att kunna dra säkra slutsatser. Simuleringar av effektiviteten av "ramp-up" finns men är enligt kritikerna förenklingar baserade på ogrundade antaganden. Även de satta avstånden tycker kritikerna saknar belägg.

Ett av huvudproblemen med att använda sig av visuella metoder för att detektera marina däggdjur är att flera arter lever på djupt vatten och sällan går att se vid ytan. Vid de få tillfällena som ett djur faktiskt är vid ytan så påverkas detekteringsframgången också av omgivningen och observatören (MMO). Väderförhållanden och tidpunkt på dagen kan kraftigt försvåra detektion samtidigt som utbildning och erfarenhet hos observatören påverkar dess förmåga att upptäcka individer (Parsons m.fl., 2009; Wright and Cosentino, 2015).

Överlag så anser Parsons m.fl. (2009) att JCNNs riktlinjer behöver uppdateras och bättre ta hänsyn till den kunskapsbrist som finns. Enligt Parsons m.fl. (2009) så är det bästa sättet att lindra effekterna av impulsivt ljud på marina däggdjur att helt enkelt undvika djuren i tid eller rum. För information om fler föreslagna riktlinjer och metoder för lindring av impulsjudets effekter, läs slutsatserna i Parsons m.fl. (2009).

### **7.2.2 Samlad bild från andra länder**

Wier och Dolman publicerade 2007 en litteraturstudie där de gick igenom de olika typerna av och effektiviteten hos de lindringsåtgärder som används vid industriella seismiska undersökningar runt om i världen. Storbritanniens JNCC var det första tillsynsorgan som utfärdade föreskrivningar för lindring av effekten på marina däggdjur från seismiska undersökningar. Reglerna har sedan 1998 uppdaterats och den senaste versionen är den från 2010 ur vilket deras riktlinjer kring pålning är baserad på. Många av de riktlinjer som producerats av andra länder är mer eller mindre baserade på detta första dokument och innehåller som konsekvens av detta många av de brister som kritiserats av Parsons m.fl., (2009).

De länder och områden som tas upp av Wier och Dolman (2007) är Alaska, Australien, Brasilien, Kalifornien, Canada, Nya Zeeland, den Mexikanska Golfen och Ryska Sakhalin. Överlag så är det tre stora åtgärder som används: genomförande av operativa tekniker så som t.ex. ramp-up, detektion av djur i närheten av källan (inom en åtgärdszon) och genomförande av aktivt gensvar (t.ex. paus av operationen) samt planläggning av undersökningarna till tidpunkter och i områden där de marina däggdjuren inte är närvarande.

Många detaljer skiljer sig åt mellan länderna, t.ex. storlek på lindringzonen, vilka arter riktlinjerna gäller för och användning av pauser och avbrott, men sammantaget så gäller fortfarande att många av metoderna saknar vetenskaplig grund.

Wier och Dolman (2007) ger rekommendationer för ett standardiserat set av globala riktlinjer utifrån de granskade arbetena. Vad gäller deras rekommenderade åtgärdszon så anser de att även om det är generellt antaget att marina däggdjur sannolikt tar skada vid mottagna ljud på 180 dB re 1  $\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$  så är värdet inte tillräckligt försiktigt. De skriver att beteendeförändringar har uppkommit vid mottagna ljud på minst 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$  och lindringszonen bör beräknas utifrån detta värde, med reservation för framtida forskning inom fältet. Avståndet för lindringszonen bör beräknas för varje specifik lokalitet med variabler uppmätta i det aktuella området och verifieras i fält vid start av utförandet.

### 7.2.3 Irland

Den Irländska Institutionen för Miljö, Gemenskapen och Lokalt Självstyre utvecklade under augusti 2007 handlingsregler för skyddandet av marina däggdjur under seismiska undersökningar inom de Irländska vattnen ("Department of the Environment, Heritage and Local Government", "Code of Practice for the Protection of Marine Mammals during Acoustic Seafloor Surveys in Irish Waters"). Januari 2014 producerades dokumentet för att ompröva och utveckla de tidigare handlingsreglerna (Department of Art, Heritage and the Gaeltacht, 2014). Dokumentet beskriver de officiella riktlinjerna och handlingsregler under "Regulation 71 of the European Communities (Birds and Natural Habitats) Regulations 2011 (S.I. No. 477 of 2011)".

Under den Irländska lagstiftningen anses störning och skada på marina däggdjur från introducerat antropogent ljud vara ett brott. Till skada hör tillfällig och permanent vävnadsskada samt TTS. Antropogent ljud som har möjligheten att orsaka TTS hos marina däggdjur betraktas som en potentiell källa av både störning och skada. Det senaste officiella dokumentet avser att sätta generella handlingsramar och att ge vägledning vid planering och riskbedömning för specifika ljudproducerade aktiviteter i de Irländska vattnen (t ex pålning).

Innan en pålningsaktivitet startar skall området inom 1000 meter från ljudkällan övervakas (MMO) och pålningen får inte startas förrän området är fritt från marina däggdjur. Vid aktiviteter där ljudet överstiger 170 dB re 1 Pa SPL<sub>(topp)</sub> vid 1 m skall Ramp-up tekniker användas d.v.s. gradvis ökning av ljudenergi eller sändningsfrekvens. Förutom riskkaraktisering och riskhantering så sätts inga faktiska gränsvärden på tillåtna ljudnivåer under pålning. De ljudnivåer som tas upp vid diskussion om tröskelvärden för TTS och PTS kommer från Southall et al. (2007) men försiktighet uppmanas vid användning av dessa med hänsyn till ny forskning (t.ex. Lucke m.fl., 2009).

## 7.3 Gränsvärden

### 7.3.1 Danmark

I Danmark bildade Energinet.dk i juni 2014 en arbetsgrupp med uppdrag att undersöka hur undervattensljud från pålning kan regleras för att ta hänsyn till marina däggdjur. Gruppens undersökningsresultat och rekommendationer presenteras i en teknisk rapport (Skjellerup m.fl., 2015). Danmarks slutgiltiga bestämmelser för reglering av buller är fortfarande under granskning och 2016 utkom en revision av de utarbetade rekommendationerna uppdaterade med den mest aktuella forskningen (Tougaard, 2015).

Den tekniska rapporten påpekar att det nu är allmänt accepterat att använda SEL som ett mått för TTS (Tabell 13). SEL tar hänsyn till varaktigheten hos ljudet medan det annars använda  $SPL_{(topp)}$  inte gör det. Nya studier har visat på ett frekvensberoende hos marina däggdjur vad gäller temporära och permanenta skador på hörseln (Finneran, 2015; Kastelein m.fl., 2015). När det gäller TTS för tumlare från enstaka pulser så är det Lucke et al., (2009) som de anser är mest representativ för effekten av pålningsljud. Lucke m.fl. (2009) undersökte TTS vid exponering av enstaka pulser från en luftkanon och fick fram ett tröskelvärde på 164 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ . Utifrån detta beräknar de ett tröskelvärde för PTS vid enstaka pulser till 179 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$  (TTS + 15 dB). Resultatet från Kastelein m.fl. (2015) tas inte med i beräkningarna av tröskelvärden för enstaka pulser då de anser att det finns osäkerheter i metoden. Den största osäkerheten ligger i den ljudnivå som den exponerade tumlaren faktiskt utsattes för under experimentet. De har i stället valt att beräkna ett försiktigare tröskelvärde utifrån den lägre kvartilen av uppmätta ljudnivåer i studien, vilket ger ett tröskelvärde för TTS från upprepade pålningspulser på 175 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(kum)}$  och ett PTS på 190 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(kum)}$ . Dessa värden gäller endast för exponering av en lång pålningsserie ( $\geq 1$  timma), men kan extrapoleras och användas vid längre exponering.

**Tabell 13 Tröskelvärden för TTS och PTS för tumlare framtaget av Skjellerup m.fl. (2015) och Tougaard (2015).**

	Tumlare	
	Enstaka puls	Serie av pulser ( $\geq 1$ h)
TTS (dB re. 1 $\mu Pa^2s$ )	164 $SEL_{enkel}$	175 $SEL_{kum}$
PTS (dB re. 1 $\mu Pa^2s$ )	179 $SEL_{enkel}$	190 $SEL_{kum}$

Ljud som ligger under gränsvärdena för PTS och TTS kan fortfarande leda till förändringar i beteende hos enskilda individer. Om tillräckligt många individer påverkas så kan det få negativa konsekvenser för hela populationen. Skjellerup m.fl. (2015) diskuterar gränsvärden för förvaltning och bevarande av hela populationer men anser att kunskaperna om hur direkta, kortsiktiga förändringar i beteende kan översättas till effekter på en hel population är för bristfälliga. Flertalet studier har studerat beteendereaktion hos tumlare som

utsatts för ljud från pålning. De anser att den mest pålitliga studien är den från Dähne m.fl. (2013) som påvisar ett riktvärde för flykt hos tumlare på 140 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{(\text{enkel})}$ .

Forskargruppen i Danmark (Skjellerup m.fl., 2015) anser att en medveten skada på marina däggdjur, så som PTS, inte är acceptabel och att lämpliga åtgärder ska vidtas för att undvika exponering av buller ovanför tröskelvärdet för PTS. Hur åtgärderna ska vidtas rent praktiskt tas inte upp i dokumenten.

### 7.3.2 Tyskland

Den tyska staten har sedan 2011 satsat på att utveckla sin elförsörjning för att växla till förnybara alternativ. Till 2050 ska huvuddelen av landets energiförsörjning bestå av förnybar energi, med vindkraft som en av grundstenarna. Tysklands miljödepartement, Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU), har sammanställt riktlinjer för hur tumlare ska skyddas från skadliga effekter vid konstruktion av havsbaserad vindkraft inom den tyska ekonomiska zonen i Nordsjön (BMUB, 2014). Undervattensljud genererat av pålningsarbetet vid havsbaserad vindkraft kan ha signifikanta negativa effekter på marina däggdjur, både på individnivå och populationsnivå.

De riktlinjer som rekommenderas är att den bästa tillgängliga tekniken bör användas för att minimera ljudexponering och andra negativa effekter på den marina miljön. Det tyska organet för sjö och hydrografi (German Federal Maritime and Hydrographic Agency, BSH) har fastställt ett dubbelt riktvärde för tillåtna ljudnivåer, som inte får överstigas vid 750 meters avstånd från källan, på 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}$  alternativt på 190 dB re 1  $\mu\text{Pa SPL}_{(\text{topp-topp})}$ . Med de satta riktlinjerna förväntas störning ske inom en radie på 8 kilometer kring källan. Vid detta avstånd beräknas de beräknade ljudnivåerna ha minskat från 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}$  till 140 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}$  som är tröskelvärdena för störning, och orsaka undvikande och flykt. I områden där ljudnivåerna ligger över riktvärdet skall störande metoder så som akustiska skrämmer användas för att minimera risken att djuren skadas. Mer information om hur åtgärderna ska vidtas rent praktiska finns i det tyska standarddokumentet (BSH, 2013)

### 7.3.3 USA

Det amerikanska vetenskapliga organet NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) gav den 23:e juli, 2015 ut den tredje versionen av utkastet för "Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing"; ett dokument som avser att ge vägledning vid bedömning av effekten av antropogent ljud på marina däggdjursarter (NOAA, 2015). De sätter akustiska tröskelnivåer för exponering av impulsiva antropogena ljudnivåer över vilket marina däggdjur förväntas erhålla TTS eller PTS. Dokumentet har genomgått intern och extern peer-review och är i skrivandets stund på sista steget med öppen offentlig remiss. Mindre justeringar av riktlinjerna kan ske inför den slutgiltiga utgåvan.

Hörseln hos marina däggdjur skiljer sig mellan arter vad gäller känslighet och frekvenser. För att reflektera den variabla hörselförmågan så använder NOAA sig av rekommendationer från Southall m.fl. (2007) och delar in de marina däggdjuren i funktionella grupper baserat på deras hörsels frekvensområde. Indelningen och tröskelvärden för TTS och PTS från impulsiva ljud visas för de olika funktionella grupperna i Tabell 14. Till impulsivt ljud räknas undervattensexlosioner, seismiska undersökningar och pålning. Då det inte finns några studier på PTS hos marina däggdjur är det beräknat utifrån gränsvärdet för TTS. TTS är bestämt utifrån känd data och sätts till det dubbla tröskelvärdet på 196 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  alternativt 162 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  (kumulativt för aktiviteten under 24 timmar) för tumlare och andra marina däggdjur inom den funktionella gruppen med bäst hörsel inom höga frekvenser. Beräknat PTS hamnar på 202 dB re 1  $\mu\text{Pa}$   $\text{SPL}_{(\text{topp})}$  alternativt 177 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{kum})}$  för samma funktionella grupp.

Tabell 14 Tröskelnivåer för TTS och PTS, oviktat. Tumlare tillhör den funktionella gruppen "Hög-frekvensvalar". "Källa" avser ljudkällan, SB = smalbandigt. Från NOAA (2015).

Funktionell grupp	PTS, början (mottagen nivå)				TTS, början (mottagen nivå)			
	Implusivt		Icke-Implusivt		Implusivt		Icke-Implusivt	
	$\text{SPL}_{(\text{topp})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}$ )	$\text{SEL}_{(\text{kum})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ )	$\text{SPL}_{(\text{topp})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}$ )	$\text{SEL}_{(\text{kum})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ )	$\text{SPL}_{(\text{topp})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}$ )	$\text{SEL}_{(\text{kum})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ )	$\text{SPL}_{(\text{topp})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}$ )	$\text{SEL}_{(\text{kum})}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ )
Låg-frekvensvalar	Källa: Alla 230	Källa: Alla 192	Källa: Alla 230	Källa: Alla 207	Källa: Alla 224	Källa: Alla 177	Källa: Alla 224	Källa: Alla 187
Mellan-frekvensvalar	Källa: Alla 230	Källa: Alla 200	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 230	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 199	Källa: Alla 224	Källa: Alla 185	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 224	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 179
			Källa: Alla andra 230	Källa: Alla andra 212			Källa: Alla andra 224	Källa: Alla andra 192
Hög-frekvensvalar (t ex tumlare)	Källa: Alla 202	Källa: Alla 177	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 202	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 171	Källa: Alla 196	Källa: Alla 162	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 196	Källa: SB $\geq$ 3 kHz 151
			Källa: Alla andra 202	Källa: Alla andra 194			Källa: Alla andra 196	Källa: Alla andra 174

### 7.3.4 Nederländerna

Som svar till Nederländernas stora satsning på förnyelsebar energi i form av havsbaserad vindkraft har det statliga organet Rijkswaterstaat utvecklat ramar för bestämning av de kumulativa effekterna av impulsivt undervattensljud på populationer av relevanta marina däggdjur inom Nordsjön (de Jong m.fl., 2015). De ville utveckla en metod för att kvantifiera de möjliga kumulativa effekterna av impulsivt undervattensljud med fokus på tumlare samt försöka att uppskatta effekten av framtida byggnation av vindkraft. Effekter på beteende (undflyende) och effekter på hörsel (framför allt PTS) undersöks. Tröskelvärden som används för att bestämma effekten presenteras i Tabell 15. I den senaste versionen sattes gränsvärdet för framtida bedömning av miljöeffekter till 140 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$   $\text{SEL}_{(\text{enkel})}$ , vilket är samma värde som används i de tyska riktlinjerna.



**Tabell 15** Tröskelvärden för uppskattning av effekter på tumlare.  $SEL_{(kum)}$  är det kumulativa ljudet som ett simmande djur upplever under hela pålningen. Från de Jong m.fl. (2015).

Art	Effekt	Tröskelvärde	Källa
Tumlare	Undflyende	> 140 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(enkel)}$	Se text nedan
	TTS, början	> 164 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(kum)}$	Lucke m fl. 2009
	TTS, efter 1 h	> 169 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(kum)}$	TTS, början + 5 dB
	PTS, början	> 179 dB re 1 $\mu Pa^2s$ $SEL_{(kum)}$	TTS, början + 15 dB

De ger rekommendationer för riktlinjer vid bedömning av miljöeffekter av framtida nederländska projekt. Rekommendationerna är att man först beräknar ljudets utbredning per pålningslag runt pålen. Utifrån den beräknade ljudutbredningsmodellen och de bestämda tröskelvärdena uppskattas sedan området inom vilket tumlare förväntas bli störda. Det rekommenderade tröskelvärdet för tumlare sätts till en oviktad ljudexponeringsnivå på 140 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ . Tröskelvärdet är bestämt som en kompromiss mellan störningseffekter observerade i laborationsstudier (136 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ , Kastelein m.fl. 2013, refererad i de Jong m.fl., 2015) och observationer gjorda i fält (144 dB re 1  $\mu Pa^2s$   $SEL_{(enkel)}$ , Diederichs m.fl., 2014). Förslagsvis så görs två beräkningar av störningsområdet, med och utan vind. Nästa steg är att beräkna det möjliga antal störda tumlare per pålningslag utifrån det uträknade störningsområdet och den uppskattade populationstätheten runt området. De gör antagandet att pålningsarbetet med en påle tar upp en full dag och beräknar utifrån detta antal störningsdagar för tumlarna under hela projektet. Utifrån antal störningsdagar uppskattas den möjliga effekten på hela tumlarpopulationen; de använder sig av PCoD modellen (Population Consequences of Disturbance). Slutligen rekommenderar de att man även beräknar avståndet inom vilket det finns en risk för PTS hos tumlare.

Med den föreslagna metoden estimerade de utsträckningen av de möjliga kumulativa effekterna av planerad byggnation av havsbaserad vindkraft under 2016–2022 inom södra Nordsjön och den Nederländska kontinentalsockeln. De testar olika scenarios, bland annat med och utan ljudstandard. Med ljudstandard menar de den typ av begränsning av ljud som tyskarna använder sig av, på 160 dB re 1  $\mu Pa^2s$  SEL vid 750 meter från pålen. Simuleringen resulterar i en teoretisk minskning av tumlarpopulationen under de aktiva byggnadsåren. De ser också en effekt av den tyska ljudstandarden som leder till en minskning av antalet störningsdagar jämfört med scenarier utan ljuddämpningsmetoder som vid 750 meter upplevt en ljudnivå på  $\approx 174$  dB re 1  $\mu Pa^2s$  SEL.

Inför byggnation av Nederländernas stora satsning utfördes en miljökonsekvensbeskrivning gällande Borssele, för vilken planerna för området går igenom (van Duin m.fl., 2015). Under projektet kommer de använda sig av ett gränsvärde för hela området. Gränsvärdet varierar beroende på i vilken del av området som byggnationen sker samt under vilken tidpunkt på året. Detta på grund av att antal tumlare på den nederländska kontinentalsockeln varierar över tiden, med mycket lägre densitet under sommaren och hösten än under

våren. De anser därför att det under sommaren och hösten inte behövs lika hårda gränsvärden för ljudet. Värdet på gränsvärdet varierar mellan delområden inom ett område, men det lägsta satta gränsvärdet för tidsperioden gäller som gränsvärde för hela området.

Gränsvärdet har en lägsta gräns på 159 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL vid 750 meters avstånd från ljudkällan. Ljudstandarden är den samma som de tyska gränsvärdena på 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL men med en säkerhetsmarginal på 1 dB. Tidigare erfarenheter har visat att det kan vara svårt att i början av byggnationen hålla gränsvärdet och att effekten av dämpningsmetoder kan minska under vissa omständigheter (t.ex. svåra väderförhållanden). Ett lägre värde tillåter viss variation utan att ljudet överstiger det satta riktvärdet på 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL. Det lägsta värdet gäller för perioder med mest tumlare i området, mellan januari och maj. Gränsvärdet varierar under året och delområde med ett högsta värde på 172 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  SEL under perioden september till december.

## 8 Referenser

- ACCOBAMS. 2013. Anthropogenic noise and marine mammals. Review of the effort in addressing the impact of anthropogenic underwater noise in the ACCOBAMS and ASCOBANS areas. ACCOBAMS-MOP5 Doc22Rev1
- Ainslie, M.A. 2011. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I: physical quantities and their units, for Netherlands Ministry of Infrastructure and the Environment, Directorate-General for Water Affairs, 52 s.
- Andersson, M.H., Sigray, P. 2011. Ljud från pålning av vindkraftfundament – påverkan på fiskbeteende. Vindval Rapport 6437, Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6437-2. 44 s. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6437-2.pdf?pid=3745>
- Andersson, M.H., Sigray, P., Persson, L.K.G. 2011. Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk. Vindval Rapport 6436, Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6436-5. 41 s. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6436-5.pdf>
- Andersson, M., Johansson, A.T. 2013. Akustiska miljöeffekter av svenska marinens aktiva sonarsystem, Teknisk rapport FOI-R-3504-SE, Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI, Stockholm. 74 s
- Astrup, J., Møhl, B., 1993. Detection of intense ultrasound by the cod *Gadus morhua*. *Journal of Experimental Biology* 182:71–80
- Astrup, J., Møhl, B., 1998. Discrimination between high and low repetition rates of ultrasonic pulses by the cod. *Journal of Fish Biology* 52:205–208.
- ArtDatabanken 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU, Uppsala
- Baily, 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(6): 888–897.
- Beamish, F. W. H. 1966. Swimming endurance of some Northwest Atlantic fishes. *J. Fish. Res. Bd Can.* 23,341-347.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H. Allen, S. 2009. Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitization and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli, *Marine Ecology Progress Series* 395:177-185.
- Bellmann, M.A. 2014. Overview of existing Noise Mitigation Systems for reducing Pile-Driving Noise, *Inter-Noise 2014*, Melbourne, Australien, 11 s.

Bellmann, M.A., Remmers, P., Gundert, S., Muller, M., Holst, H., Schultz-von Glahn, M. 2015. Is there a State-of-the-art regarding noise mitigation systems to reduce pile-driving noise? CWW 2015 Berlin, March 9th – 12th 2015.

Betke, K., von Glahn-Schultz, M. and Matuschek, R. 2004. Underwater noise emissions from off-shore wind turbines, Proc. CFA/DAGA, Strasbourg, 2004.

Betke, K. 2008. Measurement of wind turbine construction noise at Horns Rev II. ITAP – Institut für technische und angewandte Physik GmbH, ITAP Report no.: 1256-08-a-KB. 30 s. <http://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Betke%202008.pdf>

Betke, K., Matuschek, R. 2010. Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld „alpha ventus“. Abschlussbericht des ITAP zum Monitoring nach StUK 3 in der Bauphase an die Stiftung Offshore-Windenergie, Varel. ITAP rapport, 20.05.2011, 48 s. [http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/Windparks/Projekte/StUK3/Bauphase/Schallbericht\\_Bauphase.pdf](http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/Windparks/Projekte/StUK3/Bauphase/Schallbericht_Bauphase.pdf)

Bishai, H.M. 1961. The Effect of Pressure on the Survival and Distribution of Larval and Young Fish Journal du Conseil 26:292-311

BMUB. 2014. Concept for the protection of Harbour Porpoises from Sound Exposure during the Construction of Offshore Wind Farms in the German North Sea. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear safety. 35 pp. Available as ASCOBANS Document AC21/In 3.2.2a (P)

Blaxter, J.H.S., Hoss, D.E. 1981. Startle response in herring: the effect of sound stimulus frequency, size of fish and selective interference with the acustico-lateralis system. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 61: 871-879

Bolle, L.J., de Jong, C.A.F., Bierman, S.M., van Beek, P.J.G., van Keeken, O.A., m.fl. 2012. Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLoS ONE 7(3): e33052. doi:10.1371/journal.pone.0033052

Bolle, L.J., Blom, E., Halvorsen, M.B., Woodley, C.M., de Jong, C.A.F., Wessels, P.W., van Damme, C.J.G., Hoek, R., Winter, H.V., Woodley, C.M. Inskickat manuskript, a. Barotrauma injuries in European sea bass due to exposure to pile-driving sounds.

Bolle, L.J., de Jong, C.A.F., Blom, E., Wessels, P.W., van Damme, C.J.G., Winter, H.V. Inskickat manuskript, b. Do Pile-driving Sounds Cause Mortality in Fish Larvae?

Booman, C., Dalen, H., Heivestad, H. m.fl. 1996. Effekter av luftkanonskytning på egg, larver og yngel Havforskningsinstituttet, ISSN 0071–5638.

BSH 2013. Standard “Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK4)”, as of October 2013. <http://www.bsh.de/en/Products/Books/Standard/7003eng.pdf>

Börjesson, P., Berggren, P., Ganning, B. 2003. Diet of harbor porpoises in the Kattegat and Skagerrak Seas: Accounting for individual variation and sample size. *Marine Mammal Science* 19, 38-058. doi:10.1111/j.1748-7692.2003.tb01091.x

Caltrans (California Department of Transportation) 2004. Fisheries and hydroacoustic monitoring program compliance report for the San Francisco-Oakland Bay Bridge east span seismic safety project. Strategic Environmental Consulting, Inc. and Illingworth and Rodkin, Inc. June

Carlström, J., Carlén, I. 2015. Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. *Aqua biota Report* 2015:02. 88 sid.

Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. 2012. Recovery of barotrauma injuries in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* from exposure to pile driving sound. *PLoS ONE* 7(6):e39593.

Casper, B.M., Halvorsen, M.B., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2013. Recovery of barotrauma injuries resulting from exposure to pile driving sounds in two sizes of hybrid striped bass. *PLoS ONE* 8(9):e73844.

Chapman, C. J., & Hawkins, A. D. 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L., *Journal of Comparative Physiology A* 85:147-167.

CSA Ocean Sciences Inc. 2014. Quieting Technologies for Reducing Noise During Seismic Surveying and Pile Driving Workshop. Summary Report for the US Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management BOEM 2014-061. Contract Number M12PC00008. 70 s.

Debusschere, E., De Coensel, B., Bajek, A., Botteldooren, D., Hostens, K., m.fl. 2014. In Situ Mortality Experiments with Juvenile Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) in Relation to Impulsive Sound Levels Caused by Pile Driving of Windmill Foundations. *PLoS ONE* 9(10): e109280. doi:10.1371/journal.pone.0109280

de Haan, D. Burggraaf, S. Ybema, R. Hille Ris Lambers. 2007 Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct), Number: OWEZ\_R\_251\_Tc 20071029 IMARES number: C106/07. [http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/02/OWEZ\\_R\\_251\\_Tc\\_20071029\\_underwater\\_noise.pdf](http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/02/OWEZ_R_251_Tc_20071029_underwater_noise.pdf)

de Jong, C.A.F. and Ainslie, M.A. 2008. Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 offshore windfarm park, *J. Acoust. Soc. Am.*, 123, p2987. Full paper reproduced in *Proceedings of the 9th European Conference on Underwater Acoustics (ECUA2008)*, ed. M. Zakaria, pub. Société Française d’Acoustique, July

de Jong C.A.F., Ainslie, M.A., Blacquièrre, 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-DV 2011 C251, för Netherlands Ministry of Infrastructure and the Environment, Directorate-General for Water Affairs, 56 s. [https://www.noordzeeloket.nl/en/Images/Standard%20for%20measurement%20and%20monitoring%20of%20underwater%20noise%20Part%20II\\_649.pdf](https://www.noordzeeloket.nl/en/Images/Standard%20for%20measurement%20and%20monitoring%20of%20underwater%20noise%20Part%20II_649.pdf)

de Jong, C.A.F., Heinis, F., Rijkswaterstaat Underwater Sound Working Group. 2015. Cumulative effects of impulsive underwater sound on marine mammals. TNO Rapport, R10335-A.

Department of Art, Heritage and the Gaeltacht 2014. Guidance to Manage the Risk to Marine Mammals from Man-made Sound Sources in Irish Waters, 59 s. [http://www.npws.ie/sites/default/files/general/Underwater%20sound%20guidance\\_Jan%202014.pdf](http://www.npws.ie/sites/default/files/general/Underwater%20sound%20guidance_Jan%202014.pdf)

Diederichs, A., Pehlke, H., Nehls, G., Bellmann, M., Gerke, P., Oldeland, J., Grunau, C., Witte, S., Rose, A. 2014. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten. BMU Förderkennzeichen 0325309A/B/C, BioConsult SH, Husum

Doksaeter, L., Kvadsheim, P.H., Lam, F-P.A., Donovan, C., Miller, P.J.O. 2008. Behavior responses of herring (*Clupea harengus*) to 1-2 and 6-7 kHz sonar signals and killer whale feeding sound. 2009 Acustical Society of America DOI:10.1121/1.3021301

Doksaeter, L., Kvadsheim, P.H., Ainslie, M.A., Solow, A., Handegard, N.O., Nordlund, N., Lam, F-P.A. 2012. Impact of naval sonar signals on Atlantic herring (*Clupea harengus*) during summer feeding – ICES Journal of Marine Science, 69:1078-1085

Dooling, R., Blumenrath, S.H. 2013. Avian sound perception in noise. In: H. Brumm (Ed.), Animal communication and noise (pp. 229-250). Berlin, Germany: Springer-Verlag

Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krugel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U. 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. Environ. Res. Lett. 8, 025002.

Elmer, K-H., Betke, K., Neumann, T. 2007a. Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen: SCHALL2. – Project 0329947 final report. The German Federal Environment Ministry.

Elmer, K-H., Gerasch, W.-J., Neumann, T., Gabriel, J. Betke, K., Schultz-von Glahn, M. 2007b. Measurement and Reduction of Offshore Wind Turbine Construction Noise. DEWI Magazin, 30:33-38.

- Elmer, K.-H., Savery, J. 2014. New Hydro Sound Dampers to reduce piling underwater noise. Inter-Noise 2014, Melbourne, Australien, 10 s.
- Enger, P.S. 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.*, 22:527-538
- Enger, P.S. 1981. *Frequency discrimination in teleosts – central or peripheral?* In: *Hearing and Sound Communication in Fishes*. W.N. Tavolga *et al* (eds), pp. 243-255. Springer-Verlag, New York.
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A.V. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Can J Fish Aquat Sci* 53:2238-2249
- Fay, R.R. 1969. Behavioral audiogram for the goldfish. *Journal of Auditory Research* 9:112-121.
- Finneran, J.J., Jenkins, A.K. 2012. Criteria and thresholds for U.S. Navy acoustic and explosive effects analysis. SPAWAR Systems Center Pacific, San Diego, California.
- Finneran, J.J. 2015. Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996 to 2015. *The Journal of Acoustical Society of America* 138:1702-1726.
- FMV 2013. Hydroakustik och sonarteknik för marinen v. 2.1” (särskilt kapitlen 5 och 14).
- Folegot, T. 2010. Ship traffic noise distribution in the Strait of Gibraltar: an exemplary case for monitoring global ocean noise. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 730: 601-604.
- Govioni, J.J., West, M.A., Settle, L.R., Lynch, R.T., Greene, M.D. 2008. Effects of underwater explosions on larval fish: implications for a coastal engineering project. *Journal of Coastal Research*, 24(2B):228-233. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2011. Predicting and mitigating hydroacoustic impacts on fish from pile installations. NCHRP Res Results Digest 363Project 25–28, National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board, National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012a. Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS ONE* 7(6):e38968.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.C., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia, and hogchoker. *Proc Roy Soc B* 279:4705–4714.
- Hammar, L., Wikström, A., Molander, S. 2014. Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod. *Renewable Energy* 66: 414-424.

Hammar, L. Andersson, S., Rosenberg, R. 2008. Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Vindval Rapport 5828, Naturvårdsverket, ISBN 978-91-620-5828-9.pdf, 105 s. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5828-9.pdf?pid=3431>

Havs och vattenmyndigheten 2015. God havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Rapport 2015:30.

Hawkins, A. D., Johnstone, A.D.F. 1978. The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, Journal of Fish. Biology 13:655-673.

Hawkins, A.D., Rasmussen, K.J. 1978. The calls of gadoid fish, Journal of Marine Biology Association of the U.K., 58:891–911.

Hawkins, A.D., Roberts, L., Cheesman, S. 2014. Responses of freeliving coastal pelagic fish to impulsive sounds. J Acoust Soc Am 135:3101-3116

Hastings, M.C., Popper, A.N. 2005. Effects of sound on fish. California Department of Transportation Contract 43A0139 Task Order 1.

Hazelwood, R.A., Macey, P.C. 2015. Intrinsic Directional Information of Ground Roll Waves. A.N. Popper, A. Hawkins (eds.), The Effects of Noise on Aquatic Life II, Advances in Experimental Medicine and Biology 875: 447-453. DOI 10.1007/978-1-4939-2981-8\_53

He, P., Wardle, C. S. 1988. Endurance at intermediate swimming speeds of Atlantic mackerel, *Scomber scombrus* L., herring, *Clupea harengus* L., and saithe, *Pollachius virens* L. Journal of Fish Biology. 33(2): 255-266. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1988.tb05468

He, P. 1993. Swimming speeds of marine fish in relation to fishing gears. ICES mar. Sei. Symp., 196: 183-189. HELCOM, 2013. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-species/red-list-of-marine-mammals>

ICES. 2012. Cod in Division IIIa East (Kattegat). In Report of the ICES Advisory Committee, 2012. ICES Advice 2012, Book 6

IUCN. 2015-4. Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/17031/0>, information hämtad 2015-10-10.

Jensen, F. B., Kuperman, W. A., Porter, M. B., and Schmidt, H. (2011). Computational ocean acoustics. Springer, NY.

Jerkø, H., Turunen-Rise, I., Enger, P.S., Sand, O. 1989. Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*), Journal of Comparative Physiology A 165:455-459.

JNCC. 1998. Guidelines for minimising acoustic disturbance to marine mammals from seismic surveys. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.



- JNCC. 2010a. Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of injury to marine mammals from piling noise, August 2010, Joint Nature Conservation Committee, Aberdeen, UK.
- Jørgensen, R., Olsen, K.K., Falk-Petersen, I-B., Kanapthippilai, P. 2005. Investigation of potential effects of low frequency sonar signals on survival, development and behavior of fish larvae and juvenils. Report from Norwegian College of Fishery Science.
- Kastelein, R.A., Bunsoek, P., Hagedoon, M., Au, W.W. L., de Haan, D. 2002. Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. J. Acoust. Soc. Am. 112, 334.
- Kastelein, A., Heul, S., van der Veen, J., Verboom, W.C., Jennings, N., Haan, D. Reijnders, P.J.H. 2007. Effects of acoustic alarms, designed to reduce small cetacean bycatch in gillnet fisheries, on the behaviour of North Sea fish species in a large tank. Marine Environmental Research 64: 160–180.
- Kastelein, A., Heul, S., Verboom, W.C., Jennings, N., Veen, J., Haan, D. 2008. Startle response of captive North Sea fish species to underwater tones between 0.1 and 64 kHz. Elsevier. Marine Environmental Research 65:369-377
- Kastelein, R.A., Hoek, L., de Jong, C.A.F., Wensveen, P.J., 2010. The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. J. Acoust. Soc. Am. 128:3211–3222
- Kastelein, R.A., Gransier, R., Hoek, L., Olthuis, J., 2012. Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. J. Acoust. Soc. Am. 132:3525–3537.
- Kastelein, R.A., Jenning, N. 2012. Impacts of Anthropogenic Sounds on *Phocoena phocoena* (Harbor porpoise). I: Popper, A.N., Hawkins, A.D. (eds) The effects of noise on aquatic life. Springer Science + Business Media, New York, s 311-315
- 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. J. Acoust. Soc. Am. 134:2286-2292.
- Kastelein, R.A., Hoek, L., Gransier, R., Rambags, M., Clayes, N. 2014. Effect of level, duration, and inter-pulse interval of 1-2 kHz sonar signal exposures on harbor porpoise hearing. J. Acoust. Soc. Am. 136:412-422.
- Kastelein, R.A., Gransier, R., Marijt, M.A.T., Hoek, L. 2015. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. Journal of the Acoustical Society of America 137:556-564.

- Knutsen, G.M., Dalen, J. 1985. Skadeeffekter på egg, larver og yngel fra seismiske undersøkelser. Havforskningsinstituttet, rapp. nr. FO 8505, Bergen. 26 s.
- Kongsberg 2010. Operational Underwater Noise, SeaGen Unit. Technical Report -measurement for Marine Current Turbines Ltd by Kongsberg Maritime Ltd.
- Koschinski, S., Lüdemann, K. 2013. Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction 2013. Report commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, Vilm, Germany, 97 s.
- Kosecka, M., Andre, M., Andersson, M.H., Folegot, T., Norro, A., Risch, D., Sigray, P., Thomsen, F. 2015. Environmental impacts of noise during installation and operation of MERDs – literature review. MaRVEN: Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy. RTD-K3-2012-MRE, 57 s.
- Kyhn, L.A., Jørgensen, P.B., Carstensen, J., Bech, N.I., Tougaard, J., Dabelsteen, T., Teilmann, T. 2015. Pingers cause temporary habitat displacement in the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 526: 253–265.
- Lee, K.M., Hinojosa, K.T., Wochner, M.S., Argo IV, T.F., Wilson, P.S., Mercier, R.S. 2011. Sound propagation in water containing large tethered spherical encapsulated gas bubbles with resonance frequencies in the 50 Hz to 100 Hz range. J. Acoust. Soc. Am. 130 (5):3325-3332.
- Lee, K.M., Wochner, M.S., Wilson, P.S. 2012. Mitigation of low-frequency underwater anthropogenic noise using stationary encapsulated gas bubbles. ECUA 2012 11th European Conference on Underwater Acoustics Edinburgh, Scotland, 2 - 6 July 2012, Session UW: Underwater Acoustics,
- Lepper, P., Robinson, S., Ablitt, J., Dible, S. 2009. Temporal and spectral characteristics of a marine piling operation in shallow water. In: Proceedings of the NAG/DAGA 2009 International Conference on Acoustics including the 35th German Annual Conference on Acoustics (DAGA), 23 - 26 March, Rotterdam, pp. 266 - 268.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A. 2009. Temporary shift in masked hearing threshold in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. J. Acoust. Soc. Am. 125:4060-4070.
- Lucke, K., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A., Siebert, U. 2011. The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) J. Acoust. Soc. Am. 130:3406–12.
- Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A., Salthaug, A. 2012. Effects of sounds from seismic airguns on fish behavior and catch rates. In: Popper AN, Hawkins AD (eds) The effects of noise on aquatic life. Springer Science + Business Media, New York, p 415-419.

- MacGillivray, A., Warner, G., Racca, R., O'Neill, C. 2011. Tappan Zee Bridge Construction Hydroacoustic Noise Modeling (Final Report). March 2011 P001116-001 Version 1.0, 70 s.
- Mann, D.A., Popper, A.N., Wilson, B. 2005. Pacific herring hearing does not include ultrasound. *Biol. Lett.* (2005) 1158-161
- Massarsch K.M., Fellenius B.H. 2008. Ground vibration induced by impact pile drilling. The Sixth International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering, Edited by S. Prakash, Missouri University of Science and Technology, August 12-16, 2008, Arlington, Virginia, 38 s.
- McKenzie Maxon, C. 2000. Noise measurements and analysis\_offshore pile-driving underwater and above-water, Ødegaard & Danneskiold-Samsøe A/S, Report no. 00.877, 31 s.
- Mikkelsen, L., Hermannsen, L., Tougaard, J. 2015. Effect of seal scarers on seals. Literature review for the Danish Energy Agency, av Aarhus University, Department of Bioscience, 19 s.
- Miller, J.H., Potty, G. R., Kim, H-K. 2015. Pile-Driving Pressure and Particle Velocity at the Seabed: Quantifying Effects on Crustaceans and Groundfish. A.N. Popper, A. Hawkins (eds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 719-728. DOI 10.1007/978-1-4939-2981-8\_87
- Mueller-Blenkle, C., Gill, A.B., McGregor, P.K., Metcalfe, J., Bendall, V., Wood, D., Andersson, M.H., Sigray, P., Thomsen, F. 2010. Behavioural reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 2331.
- Müller, A., Zerbs, C. 2011. Offshore wind farms Measuring instruction for underwater sound monitoring Current approach with annotations Application instructions. För Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie / Federal Maritime and Hydrographic Agency Bernhard-Nocht-Straße 78 20359 Hamburg, 31 s. [http://www.bsh.de/de/Produkte/Buecher/Standard/Measuring\\_instruction.pdf](http://www.bsh.de/de/Produkte/Buecher/Standard/Measuring_instruction.pdf)
- Müller, A., Zerbs, C. 2013. Offshore Wind Farms Prediction of Underwater Sound Minimum Requirements on Documentation. . För Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie / Federal Maritime and Hydrographic Agency Bernhard-Nocht-Straße 78 20359 Hamburg, 16 s. [http://www.bsh.de/en/Products/Books/Standard/Prediction\\_of\\_Underwater.pdf](http://www.bsh.de/en/Products/Books/Standard/Prediction_of_Underwater.pdf)
- Nabe-Nielsen J., Tougaard J., Teilmann J., Sveegaard S. 2011. Effects of wind farms on harbor porpoise behavior and population dynamics. Report commissioned by The Environment Group under the Danish Environmental Monitoring Programme. Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. 48 pp. – Scientific Report from Danish Centre for Environment and Energy no. 1.

Nordeide, J. T., & Kjellsby, E. 1999. Sound from spawning cod at their spawning grounds, ICES Journal of Marine Science 56:326-332.

Nedwell, J., Howell, D. 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources. Tech. Rep. 544R0308, Prep. by. Subacoustech Ltd., Hampshire, UK, for: COWRIE. 63 s. <http://www.subacoustech.com/information/downloads/reports/544R0308.pdf>

Nedwell, J.R., Turnpenny, A.W.H., Lovell, J., Parvin, S.J., Workman, R., Spinks, J.A.L., Howell, D. 2007. A validation of the dB<sub>ht</sub> as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. Subacoustech Report No. 534R1231

Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S., Ros, M. 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. Newbury: COWRIE Ltd. <http://www.thecrownestate.co.uk/media/5886/ei-km-ex-pc-noise-092007-assessment-costs-potential-engineering-solutions-for-mitigation-of-impacts-underwater-noise-arising-from-construction-offshore-windfarms.pdf>

NOAA. 2015. DRAFT Guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing. Underwater acoustic threshold levels for onset of 19 permanent and temporary threshold shifts. Revised version for Second Public Comment Period. July 23, 2015.

Norro, A.M.J., Rumes, B., Degraer, S.J. 2013. Differentiating between underwater construction noise of monopile and jacket foundations for offshore windmills: a case study from the Belgian part of the North Sea. The Scientific World Journal, vol. 2013, Article ID 897624, 7 s.

NPL 2014. Good Practice Guide for Underwater Noise Measurement, National Measurement Office, Marine Scotland, The Crown Estate, Robinson, S.P., Lepper, P. A. and Hazelwood, R.A., NPL Good Practice Guide No. 133, ISSN: 1368-6550, 2014, 97 s.

Oestman, R., Buehler, D., Reyff, J.A., Rodkin, R. 2009. Sacramento: California Department of Transportation. 'CALTRANS Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish, 367 s. [http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Guidance\\_Manual\\_2\\_09.pdf](http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Guidance_Manual_2_09.pdf)

OSC 2015. Underwater noise monitoring report for piling operations at the Kentish Flats Extension (KFE) Offshore Wind Farm 25/04-13/05/15. *Technical Report No. 2 for Vattenfall Wind Power Ltd.*, Ocean Science Consulting Limited, Belhaven Dunbar, Scotland, 37 s.

OSPAR. 2008. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6

OSPAR 2009. Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment, OSPAR Commission 441, 134 s. <http://www.ospar.org/about/publications?q=Overview+of+the+impacts+of+anthropogenic+underwater+sound+in+the+marine+environment&a=&y=2009&s=>

OSPAR 2014. OSPAR inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise, OSPAR Commission 626, ISBN 978-1-909159-59-4, 41 s.

Parsons, E. C. M., Dolman, S. J., Jasny, M., Rose, N. A., Simmonds, M. P., Wright, A. J. 2009. A critique of the UK's JNCC seismic survey guidelines for minimising acoustic disturbance to marine mammals: Best practise? *Marine Pollution Bulletin* 58:643–651

Pena, H., Handegard, N.O., Ona, E. 2013. Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 70:1174-1180

Popov, V.V., Supin, A.Y., Wang, D., Wang, K. 2006. Nonconstant quality of auditory filters in the porpoises, *Phocoena phocoena* and *Neophocoena phocaenoides* (Cetacea, Phocoenidae). *J. Acoust. Soc. Am.* 119:3173-3180

Popov, V.V., Supin, A.Y., Wang, D., Wang, K., Dong, L., Wang, S. 2011. Noise-induced temporary threshold shift and recovery in Yangtze finless porpoises *Neophocaena phocaenoides asiatorialis*. *J. Acoust. Soc. Am.* 130:574-584

Popper, A.N., Plachta, D.T.T., Mann, D.A., Higgs, D. 2004. Response of clupeid fish to ultrasound: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 61:1057-1061

Popper, A.N., Smith, M.E., Cott, P.A.m.fl. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *J Acoust Soc Am* 117:3958-3971

Popper, A. N., Hasting, M.C. 2009. The effect of anthropogenic sources of sound on fishes, *Journal of Fish Biology* 75:455-489.

Popper, A.N., Fay, R.R. 2011. Rethinking sound detection by fishes, *Hearing Research*, 273(1–2): 25–36 doi:10.1016/j.heares.2009.12.023

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., Tavolga, W.N. 2014. Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: a technical report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. ASA S3/SC1.4 TR-2014. Springer and ASA Press, Cham, Switzerland

Reinhall, P.G., Dahl, P.H. 2011. Underwater Mach wave radiation from impact pile driving: Theory and observation, *Acoust. Soc. Am.* 130:1209-1216

Saleem, Z. 2011. Alternatives and modifications of monopile foundation or its installation technique for noise mitigation. Report commissioned by the North Sea Foundation, s 66. [www.vliz.be/imisdocs/publications/223688.pdf](http://www.vliz.be/imisdocs/publications/223688.pdf) (11.11.2015)

- Schuijf, A., & Hawkins A. D. 1983. Acoustic distance discrimination by the cod, *Nature* 302:143-144.
- Schubert, A. Rose, A., Liesenjohann, T., Diedrichs, A., Bellmann, M. Nehls, G. 2015. Noise mitigation reduces negative effects of pile driving on harbor porpoises. BioConsult SH GmbH & Co. Muntlig presentation “Conference on Wind energy and Wildlife impacts”. Berlin, mars 2015.
- Scholik-Schlomer, A.R. 2015. Where the Decibels Hit the Water: Perspectives on the Application of Science to Real-World Underwater Noise and Marine Protected Species Issues. *Acoustics Today*, 11(3): 36-44.
- Shyu, H-JH., Hillson, R. 2006. A software workbench for estimating the effects of cumulative sound exposure in marine mammals. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 31:1, 8-21.
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H., Davie A. 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural Engineering* 67:67-76.
- Sigray, P., Andersson, M.H., & Fristed, T. 2009. Partikelrörelser i vattnet vid ett vindkraftsverk – Akustisk störning. Vindval - Rapport 5963-7, Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5963-7, 33 s.
- Simmonds, E.J., MacLennan, D.N., 2005. Fisheries acoustics: theory and practice. Blackwell Publishing, London
- Skjellerup m.fl. 2015. Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Working Group 2014. Report to the Danish Energy Authority. TECHNICAL REPORT JANUARY 2015, Rev. 2 21.01.2015, 20. [http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/supply/renewable-energy/wind-power/offshore-wind-power/underwater\\_noise.pdf](http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/supply/renewable-energy/wind-power/offshore-wind-power/underwater_noise.pdf)
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., Ona, E. 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. Institute of Marine Research. ELSAVIER. Fisheries Research 67:143-150
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J., Gentry, R., Green, C.R., Kastak, C.R., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria. *Aquat. Mamm.* 33:411–521.
- Sveegaard, S., Andreasen, H., Mouritsen, K.N., Jeppesen, J.P., Teilmann, J., Kinze, C.C. 2012. Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology* 159, 1029-1037. doi:10.1007/s00227-012-1883-z.
- Sveegaard, S., Galatiusa, A., Dietza, R., Kyhna, L., Koblitzb, J.C., Amundinc, M., Nabe-Nielsen, J., Sindingd, M-H.S., Andersen, L.W., Teilmanna, J. 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation* 3:839-850

Svärdström, A. 1987. Tillämpad signalanalys, Studentlitteratur, Lund, Sverige. ISBN 91-44-25-391-5. 219 s.

Sætre, R., Ona, E. 1996. Seismiske undersøkelser og skader på fis-keegg og -larver; en vurdering av mulige effekter på bestandsnivå. Havforskningsinstituttet, Fisken og Havet nr. 8

Thomsen, F., Ludemann, K., Kafemann, R., Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

Thomsen, K.E. 2012. Cofferdam-State of the art noise mitigation, Presentation Conference of “Deutsche Umwelthilfe e. V.” “Herausforderung Schallschutz beim Bau von Offshore-Windparks”, 25.-26 September 2012, Berlin.

Thomsen, F., Gill, A.B., Kosecka, M., Andersson, M.H., André, M., Degraer, S., Folegot, T., Gabriel, J., Judd, A., Neumann, T., Norro, A., Risch, D., Sigray, P., Wood, D., Wilson, B. 2015. Final study report, MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy, 10 September 2015.

Thurston, R.V., Gehrke, P.C. 1993. Respiratory oxygen requirements of fishes: description of OXYREF, a data file based on test results reported in the published literature. p. 95-108. In R.C. Russo & R.V. Thurston (eds.) Fish Physiology, Toxicology, and Water Quality Management. Proceedings of an International Symposium, Sacramento, California, USA, September 18-19, 1990. US Environmental Protection Agency EPA/600/R-93/157.

Tougaard, J., Wright, A.J., Madsen, P.T. 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbor porpoises. Marine Pollution Bulletin 90:196-208.

Tougaard, J. 2015. Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Revision of assessment. Under arbete. Energinet.dk. Dokument nr. 15/11973-34

Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., André, M., Brensing, K., Dalen, J., Dekeling, R.P.A., Robinson, S., Tasker, M.L., Thomsen, F., Werner, S. (2012). European Marine Strategy Framework Directive -Good Environmental Status (MSFD GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy, 75 s.

van Duin, C.F., Jaspers, C.J., Arends, E., van de Bilt, S., Faijer, M.J. 2015. Milieueffectrapport Kavelbesluit Borssele. GM-0172799

Veerboom, W.C., Kastelein, R.A. 1995. Acoustic signals by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). I: Nachtigall, P.E., Lien, J., Au, W.W.L., Read, A.J (eds) Harbour porpoises: Laboratory studies to reduce bycatch. De Spil Publishers, Woerden, The Netherlands, pp 1-39

- Wardle, C. S. (1977). Effects of size on the swimming speeds of fish. In *Scale Effects in Animal Locomotion* (T. J. Pedley, ed.). pp. 299-313. New York: Academic Press.
- Wardle, C.S., Carter, T.J., Urquhart, G.G.m.fl. 2001. Effects of seismic airguns on marine fish. *ContShelf Res* 21:1005-1027.
- Vaseghi, S.V. 2000. *Advanced Digital Signal Processing and Noise Reduction*, second edition, ISBN 0-471-62692-9, John Wiley & Sons, Ltd, West Sussex, England.
- Weir, C.R., Dolman, S.J., 2007. Comparative review of the regional marine mammal mitigation guidelines implemented during industrial seismic surveys, and guidance towards a worldwide standard. *Journal of International Wildlife Law and Policy* 10: 1–27.
- Wiemann, A., LAndersen, L.W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K.B., Ketmaier, V., Tiedemann, R. 2010. Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11(1):195-211
- Wilke, F., Kloske, K., Bellmann, M. 2012. ESRA-Evaluierung von Systemen zur Ramschallminderung an einem Offshore-Testpfahl. Förderkennzeichen 0325307. Technical Report Mai 2012, 182 s. [http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore\\_Stiftung%7CESRa\\_TechnischerAbschlussbericht.pdf](http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore_Stiftung%7CESRa_TechnischerAbschlussbericht.pdf)
- Wright, A.J., Cosentino, A.M. 2015. JNCC guidelines for minimising the risk of injury and disturbance to marine mammals from seismic surveys: We can do better. *Marine Pollution Bulletin* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.045>
- Würsig, B., Greene, Jr. C.R., Jefferson, T.A. 2000. Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine Environmental Research*, 49:79-93.
- Yang, L., Xu, X., Huang, Z., Tu, X. 2015. Recording and Analyzing Underwater Noise During Pile Driving for Bridge Construction. *Acoust Aust*, 43:159–167.
- Yelverton, J.T., Richmond, D.R., Hicks, W., Saunders, K., Fletcher, E.R. 1974. The relationship between fish size and their response to underwater blast. Report DNA 3677T, Director, Defense Nuclear Agency, Washington, DC.



# Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning

RAPPORT 6723

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6723-6  
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Vid anläggningsarbeten av broar, havsbaserad vindkraft och andra havsbaserade eller strandnära konstruktioner används ofta pålningsteknik för att få ner konstruktionen i botten. Detta kan ge upphov till ljudnivåer som är så höga att marina organismer kan störas, skadas eller till och med dödas.

Denna studie har tagit fram ett vetenskapligt underlag om ljudet från pålning i havet och hur detta påverkar det marina livet. Rapporten innehåller tekniska beskrivningar av pålningsaktiviteter, undervattensakustik, ljudutbredning samt påverkan på tumlare, fiskarterna torsk och sill, fiskägg och fisklarver.

Sverige saknar i dag fastställda ljudnivåer för när undervattensbuller blir så högt att de kan skada djur i havet. Författarna lämnar förslag på ljudnivåer för skador och negativ påverkan som sedan kan användas för att ta fram begränsningsvärden för reglering av undervattensbuller anpassade för svenska vatten och arter. Flera länder i Europa har någon form av gränsvärden för när bullernivån under vattnet kan ge upphov till allvarlig miljöpåverkan, liksom standarder för hur undervattensbuller skall mätas och rapporteras.

**Kunskapsprogrammet Vindval** samlar in, bygger upp och förmedlar fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar och synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft.

