

Rapport

# Riskbedömning av sprängmuddring i havet

## UPPDRAGSGIVARE

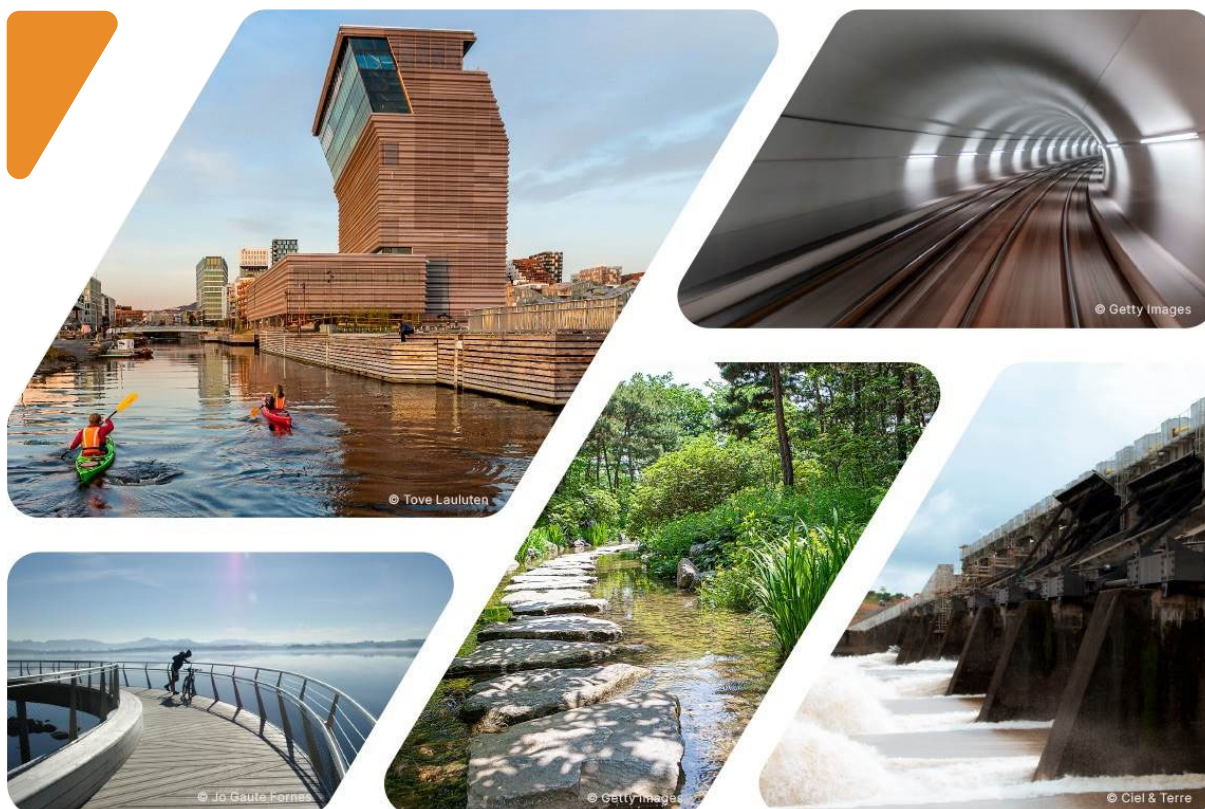
Port Engineering

## ÄMNE

Riskbedömning för tumlare i samband med sprängning i havet – farled till Karlskrona

DATUM / VERSION: 15.12.25 / 01

DOKUMENTKOD: 10267821-01-RIMT-RAP-01





Detta dokument har utarbetats av Multiconsult på uppdrag av Multiconsult Norge AS eller företagets klient. Klientens rättigheter till dokumentet framgår av det aktuella uppdragsavtalet eller efter särskild begäran. Tredje parter har inga rättigheter att använda dokumentet (eller delar av det) utan skriftligt förhandsgodkännande från Multiconsult, om inte annat följer av norsk lag.

Multiconsult tar inget ansvar för användning av dokumentet (eller delar av det) för andra ändamål, på andra sätt eller av andra personer eller enheter än vad som skriftligen har godkänts av Multiconsult. Delar av dokumentet kan vara skyddade av immateriella rättigheter och/eller äganderätter. Kopiering, distribution, ändring, bearbetning eller annan användning av dokumentet är inte tillåten utan skriftligt förhandssamtycke från Multiconsult eller annan innehavare av sådana rättigheter, om inte annat följer av norsk lag.



# Rapport

UPPDRAG	Karlskrona – Riskbedømmning i samband med sprængning i havet	DOKUMENTKOD	10267821-01-RIMT-RAP-01
ÄMNE	Riskbedømmning för tumlare i samband med sprængning i havet – farled till Karlskrona	KLASSIFISERING	Öppen
UPPDRAGSGIVARE	Port Engineering	UPPDRAGSLEDARE	Helene E. Aasen
KONTAKTPERSON	Adam Blom	UTARBETAT AV	Lonnie Mikkelsen
KOORDINATER	Zon: UTM 33 N Öst: 536100 / Nord: 6214290	ANSVARLIG ENHET	10235002

## SAMMANDRAG

Multiconsult har på uppdrag av Port Engineering utfört en riskbedømmning av sprængning i havet utanför Karlskrona i Sverige. Delar av farleden behöver muddras genom sprængning av berg och därför genomförs en riskbedømmning för tumlare i området.

Två bullerberäkningar har utförts, dels ett konservativt anslag av laddningar i borrhål (60 kg laddvikt) och en laddning på 10 kg som sprängs fritt i vattenpelaren.

Resultaten från analysen visas i tabellen nedan som beskriver riskavstånd för tumlare.

Risk / Effekt	Topptryck (dB re 1 µPa)	Inbörad laddning (γ = 80%)	Fri laddning (γ = 0%)
		Laddvikt: 60 kg	Laddvikt: 10 kg
<b>Barotrauma / död</b>	229	80 m	170 m
<b>PTS</b> – Permanent tröskelförskjutning	202	440 m	680 m
<b>TTS</b> – Temporär tröskelförskjutning	196	770 m	1 080 m
<b>BDT</b> – Tröskel för förändrat beteende / reaktion	152	2 730 m	3 140 m

Det konstateras att det föreligger risk för död på ett avstånd av 80 meter vid användning av en inbörad laddning på 60 kg. Vid användning av en friladdning på 10 kg ökar avståndet och risken för att barotrauma uppstår uppskattas till 170 meter.

Det rekommenderas att sprængning inte utförs under kalvnings- och parningsperioden. Denna inträffar under perioden maj till september då tumlare är som mest känsliga.

Om man håller sig utanför den känsliga perioden för tumlare, gäller detta även för sill.

REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBETET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV
01	15.12.25	Endringer med kommentar fra SVF	LONM	HEEA	TF
00	31.10.25	Første utkast	LONM, HEEA	TF	HEEA



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>Begrepp och gränsvärden .....</b>	<b>5</b>
1.1	Begrepp och definitioner .....	5
1.2	Riskenivåer för ljudtryck i havet .....	5
<b>2</b>	<b>Inledning .....</b>	<b>6</b>
2.1	Tumlare i Östersjön.....	6
<b>3</b>	<b>Förutsättningar .....</b>	<b>10</b>
3.1	Bottenförhållanden.....	10
3.2	Planläggning av salver .....	10
3.3	Metod .....	11
3.3.1	Parameter för modell.....	11
<b>4</b>	<b>Resultat.....</b>	<b>12</b>
4.1	Buller från sprängning – toptryck (SPL) .....	12
4.2	Effekter på sillbestånd .....	14
4.2.1	Kommentarer i relation till beräknade toptryck.....	14
<b>5</b>	<b>Slutsatser och rekommendationer.....</b>	<b>15</b>
<b>6</b>	<b>Referenser.....</b>	<b>16</b>
	<b>Appendix A. Risk och Tröskelvärden.....</b>	<b>18</b>
	<b>Appendix B. Akustik i vatten / hydroakustik .....</b>	<b>19</b>
	<b>Appendix C. Metodbeskrivning .....</b>	<b>21</b>
	<b>Appendix D. Akustisk detektion av tumlare .....</b>	<b>23</b>
	<b>Appendix E. Område för skydd av tumlare .....</b>	<b>25</b>

# 1 Begrepp och gränsvärden

## 1.1 Begrepp och definitioner

Tabell 1-1 Förklaringar av definitioner som används i rapporten

Term/förkortning/uttryck	Förklaring	Beskrivning
SPL (Sound pressure level)	Ljudtryck/topptryck/Toppamplitud	Kortvarig ljudpuls mätt i dB. Används ofta i samband med sprängning och impulsiva ljud.
SEL (Sound exposure level)	Ljudexponering	Långvarig ljudexponering. Används vid exponering av ljud över tid, t.ex. vid pålning, och anges i dB integrerat över tid.
SEL <sub>10</sub>	Ljudexponering över 10 sekunder	Ljudexponering integrerad över 10 sekunder.
SEL <sub>24</sub>	Dygnsviktad ljudexponering	Genomsnittlig SEL över ett dygn. Ger ett mått för att bedöma långvariga effekter som upprepas över tid.
Duty cycle	Tidsfraktion då ljudkälla avger ljud	Andel av tiden en aktiv ljudkälla faktiskt avger ljud. T.ex. genererar en pålningsoperation normalt ljud bara under en bårdel av arbetsdagen.
Pallhöjd	Djupet på den mängd berg som ska sprängas bort i ett sprängningsmoment	Det är avståndet från önskat minsta ramdjup till toppen av det som ska sprängas. Borrhålen görs ofta något längre än pallhöjden för att få med en bottenladdning (kallad underborring).
Work hours	Arbetstid per dygn	Genomsnittlig tid per dygn som ljudkällan är aktiv. T.ex. antal timmar en pålningsmaskin används under ett dygn.
Hörseltröskel		Tröskelvärde för när en art kan uppfatta ljud (ljudtryck).
Respons		Vissa djur visar beteendeförändringar, som ändrat simmönster, orientering eller skrämnelreaktioner.
BDT, Responströskel	Behavioral Detection Threshold (BDT)	Tröskel för förändrat beteende. Ljudnivå (dB) som krävs för att observera respons hos djur då den uppvisar ändrad beteende.
TTS	Temporär tröskelförskjutning	Tillfällig hörselskada / nedsatt hörsel.
PTS	Permanent tröskelförskjutning	Kronisk hörselskada – oåterkallelig nedsättning av hörseln.
S <sub>0</sub> , SL, SL <sub>0</sub>	Källstyrka / Source level	Ljudkällans styrka. Källan karakteriseras med en källstyrka i [dB re. 1 μPa @ 1m], vilket innebär att tryckfältet definieras 1 m från källan. En karakteristisk egenskap för källan, oberoende av ljudets utbredning från källa till mottagare vid 1 meter.

## 1.2 Risknivåer för ljudtryck i havet

Havforskningsinstitutet i Norge har, baserat på egna mätningar och internationell litteratur, fastställt gränsvärden för både kortvarig och långvarig ljudexponering för fisk, tumlare, sälar och andra marina rovdjur [1]. Gränsvärdena för tumlare och sill är presenterat i en riskmatris i Tabell 1-2 och bakgrunden beskrivs ytterligare i Appendix A. Risk och Tröskelvärden.

Tabell 1-2. Tröskelvärden vid kort- och långvarig ljudexponering. Tabellen baseras på studier av sprängning och pålning [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7]. Ljudtryck (SPL) anges i dB re 1 μPa, och ljudexponering (SEL) anges i dB re 1 μPa<sup>2</sup>s.

Typ / art	BDT – Tröskel för förändrat beteende / reaktion		TTS – Temporär tröskelförskjutning		PTS – Permanent tröskelförskjutning		Barotrauma / död	
	SPL	SEL	SPL	SEL	SPL	SEL	SPL	SEL
Tumlare	152	145	196	202	202	203	229-234	-
Sill	189	160	206	173	207	203	229-234	207

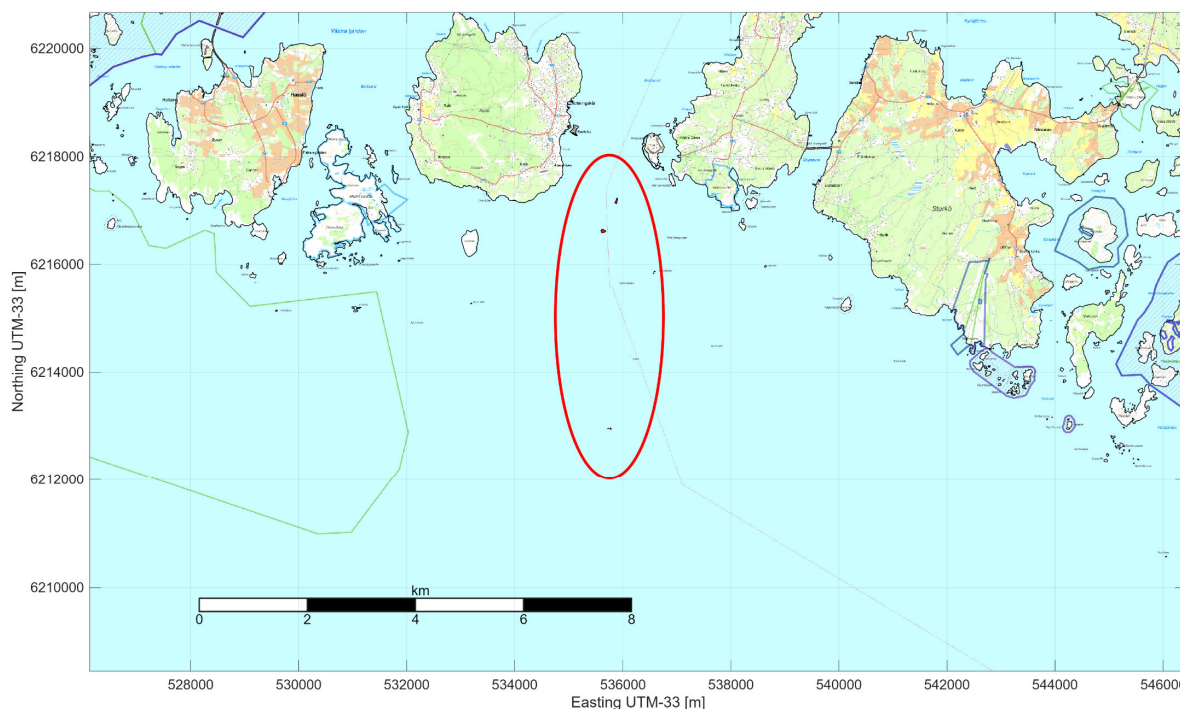
## 2 Inledning

Multiconsult har på uppdrag av Port Engineering och Sjöfartsverket utfört en riskbedömning av sprängning i havet utanför Karlskrona i Sverige. Det skal genomföras en säkerhetshöjande åtgärd i farleden utanför Karlskrona som planeras att muddras delvis med hjälp av sprängning.

I området finns det tumlare som måste tas hänsyn till under detta arbetsmoment.

Denna rapport omfattar riskbedömning av sprängning i hav för att värdera risken för skador från tryckvågor från sprängning.

Figur 2-1 visar översiktsskarta över inseglingen till Karlskrona och sprängningspositionerna.



Figur 2-1. Översiktsskarta över inseglingen till Karlskrona, området där sprängning ska utföras är markerat med en röd ellips. Skyddade områden [8] som har utpekats med stöd av habitatdirektivet är markerade med blå linje.

### 2.1 Tumlare i Östersjön

Tumlaren (*Phocoena phocoena*) är den enda valarten som lever permanent i Östersjön, som är världens största brackvattenområde. Två tumlarpopulationer nyttjar Östersjön: (a) Bälthavspopulationen, som främst förekommer i södra Kattegatt, Bälthavet inklusive Öresund, samt den sydvästra delen av centrala Östersjön; och (b) "Baltic Proper-populationen" (hädanefter kallad Östersjöpopulationen), som huvudsakligen finns i centrala Östersjön (Baltic Proper).

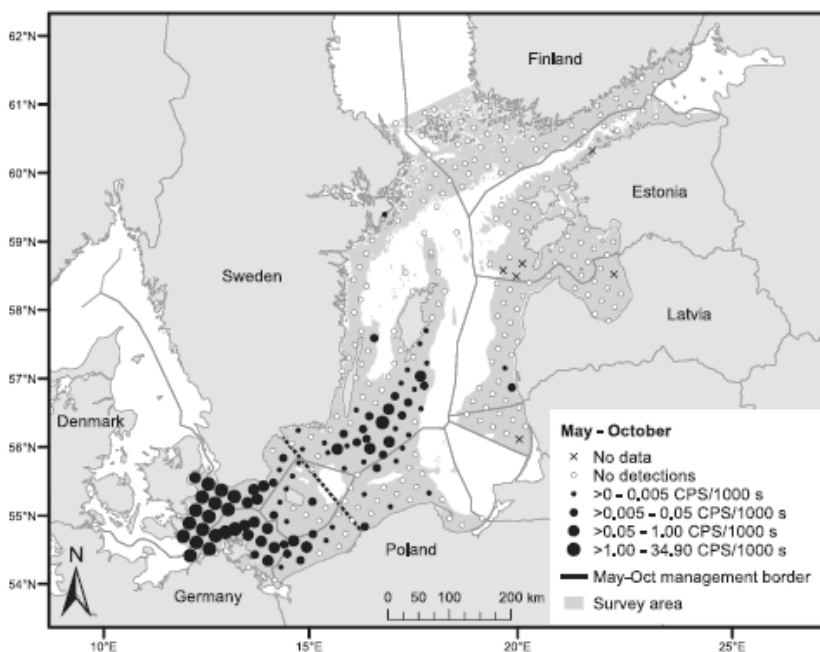
Östersjöpopulationen är inte bara geografiskt utan även genetiskt skild från Bälthavspopulationen (och från Kattegattpopulationen i Skagerrak/Norra Kattegatt), och är klassificerad som akut hotad (CR) av IUCN sidan 2008 [9] och av Helsingforskommissionen (HELCOM) sidan 2013 [10]. Tumlaren är även specifikt nämnd i bilagorna II och IV i EU's habitatdirektiv (92/43/EEG), vilket kräver utpekande av särskilda skyddsområden (SACs) och strikt skydd över hela dess utbredningsområde.

Östersjöpopulationen har historiskt sett drabbats av en dramatisk minskning i antal djur, främst till följd av mänskliga aktiviteter – särskilt bifångst, men även miljöföroreningar, jakt och andra faktorer [11].

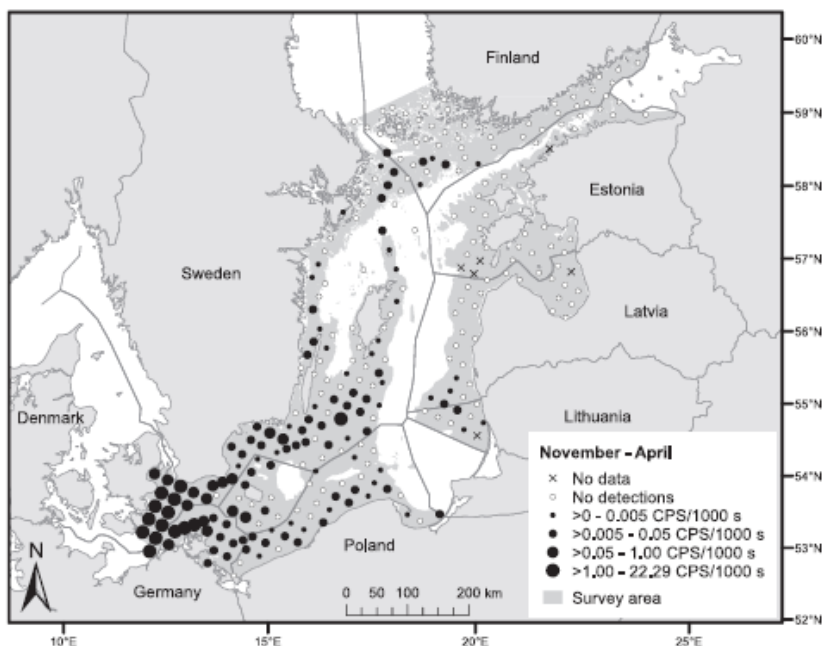
Tumlaren har säsongsbunden reproduktion. Tidpunkten för parning kan variera något mellan populationerna, men i Östersjön sker den vanligtvis i perioden juli–augusti eller till och med september [12]. Dräktigheten varar i cirka 10–11 månader, vilket innebär att kalvning kulminerar under perioden maj–juli. Kalven diar i minst 8 månader och stannar hos sin mamma i nästan ett år [13]. Tumlaren är därför särskilt känslig under dessa sommarmånader ur ett populationsekologiskt perspektiv.

Under åren 2011–2013 genomfördes ett storskaligt övervakningsprojekt i Östersjön (SAMBAH), för att uppskatta tumlarens utbredning och populationsstorlek. Projektet utnyttjade det faktum att tumlare kontinuerligt använder ekolokalisering för att söka föda och navigera [14]. Detta gör att de kan registreras med hjälp av skräddarsydd akustisk metodik, bl.a. genom en klickdetektor (C-POD) som är specifikt utvecklade för detta. Akustisk övervakning genomfördes med hjälp av C-POD:ar på 297 stationer i åtta länder under två år, för att kartlägga tumlarpopulationens rumsliga och säsongsbundna utbredning [15].

Resultaten visade att tumlare under reproduktionssäsongen (maj–oktober) samlas kring offshorebankar söder om Gotland och öster om Öland [15, 16] – ett område som nu har identifierats som ett viktigt uppväxtområde för Östersjöpopulationen (Figur 2-2). Baserat på denna omfattande studie uppskattades populationens storlek under perioden maj-oktober till 491 individer (95 % konfidensintervall min-max: 71–1105) [16]. Det låga beståndsestimatet innebär att även påverkan på enskilda individer kan potentiellt medföra stor betydelse för populationen. Under vinterhalvåret (november–april) sprider sig tumlarna över ett större område, och det observeras överlapp mellan Östersjö- och Bälthavspopulationerna, särskilt i sydvästra Östersjön (Figur 2-3).



Figur 2-2. Genomsnittlig akustisk detektionsfrekvens av tumlare under perioden maj-oktober (från [16]). Detektionsfrekvensen mäts i klick-positiva sekunder (CPS) per 1000 sekunder övervakningsinsats. Det skuggade området visar huvudområdet för undersökningen. Den prickade linjen på bilden till vänster anger den säsongsbaserade förvaltningsgräns som föreslogs av författarna och som definierar skiljelinjen mellan de två populationerna.

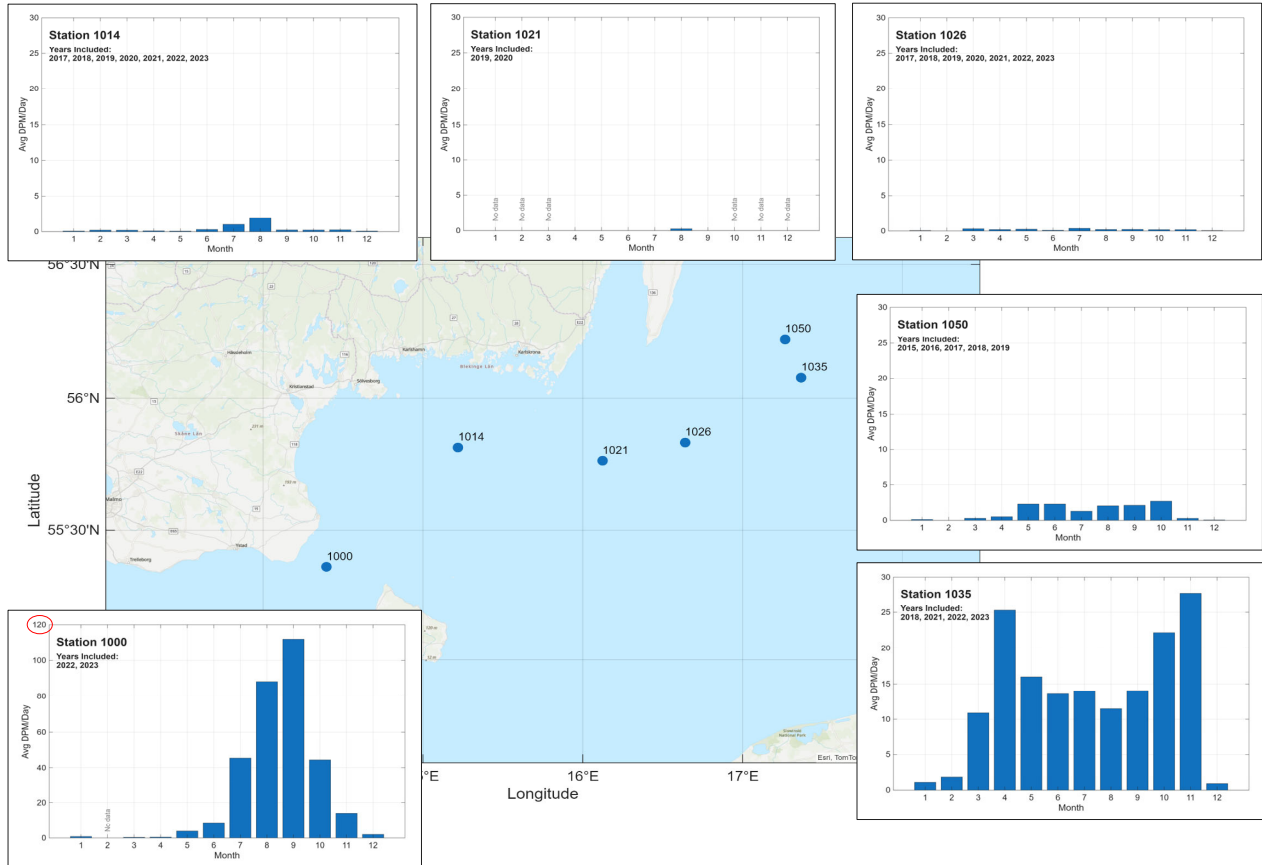


Figur 2-3. Genomsnittlig akustisk detektionsfrekvens av tumlare under perioden november-april (från [16]). Detektionsfrekvensen mäts i klick-positiva sekunder (CPS) per 1000 sekunder övervakningsinsats. Det skuggade området visar huvudområdet för undersökningen.

Om man tittar på förekomsten av tumlare i närheten av Karlskrona på månadsbasis från SAMBAH-projektet, ser man att tumlare registreras i området under de flesta årets månader (Appendix D. Akustisk detektion av tumlare). Resultaten från SAMBAH-studien är dock nu 10–15 år gamla och tumlare är dessutom rörliga djur med genomsnittlig simhastighet på cirka 0,6–2,3 km/h, och kan simma upp till 58 km per dag [17]. Nyare data som samlas in av Naturhistoriska riksmuseet [18], som en del av den nationella miljöövervakningen visar en liknande bild, med den största förekomsten av tumlare i området längst i väst (station 1000, Figur 2-4). Men vid stationerna närmare Karlskrona (station 1014, 1021, 1026) registrerades bara ett fåtal detektioner av tumlare, med en svag tendens till ökad aktivitet under sommarmånaderna. Vid station 1035 ses fler detektioner av tumlare, vilket sammanfaller med det område som beskrivs som ett viktigt uppväxtområde för arten. Det bör noteras att även de närmaste C-POD-stationerna ligger minst 20 km från Karlskrona.

Det finns också en observationsdatabas för tumlarobservationer i Sverige [19], men precis som med all annan observationsdata är den snedfördelad i förhållande till de tider på året och platser där människor faktiskt befinner sig vid eller på havet. Trots detta ger databasen en tydlig inblick i den stora skillnaden i antal individer som förekommer i Kattegatt/Bälthavet jämfört med Östersjön.

Baserat på befintliga data och modellering av lämpliga livsmiljöer för tumlare [11] har potentiellt viktiga områden för tumlare identifierats [20]. Dessa indikerar att området längs kusten väster och söder om Karlskrona är viktigt för tumlare under alla fyra årstiderna (Appendix E. Område för skydd av tumlare).



Figur 2-4. Övervakning av tumlare baserad på C-POD-stationer i närheten av Karlskrona under åren 2017–2023 [18]. Graferna visar det genomsnittliga antalet minuter per dag då tumlare har detekterats (Average Detection Positive Minutes per Day). Värdena visas som ett månatligt genomsnitt för de år då data varit tillgängliga (tillgängliga år anges i varje graf). Endast månader med minst 10 dagar med data är inkluderade i genomsnittet. Månader utan data anges som 'No data'. Observera att Station 1000 har en y-axel som sträcker sig upp till 120 minuter, medan de övriga endast går till 30.

Vi har sammanställt en riskmatris som visar under vilka månader tumlare sannolikt förekommer i området, baserat på två dataset och med hänsyn till påverkan på djuren under parningssäsongen. Risken är färgkodad enligt följande: rött för hög risk, gult för medelhög risk och grönt för låg risk (Tabell 2-1). Konsekvensen av påverkan på tumlare är större under perioden maj till september.

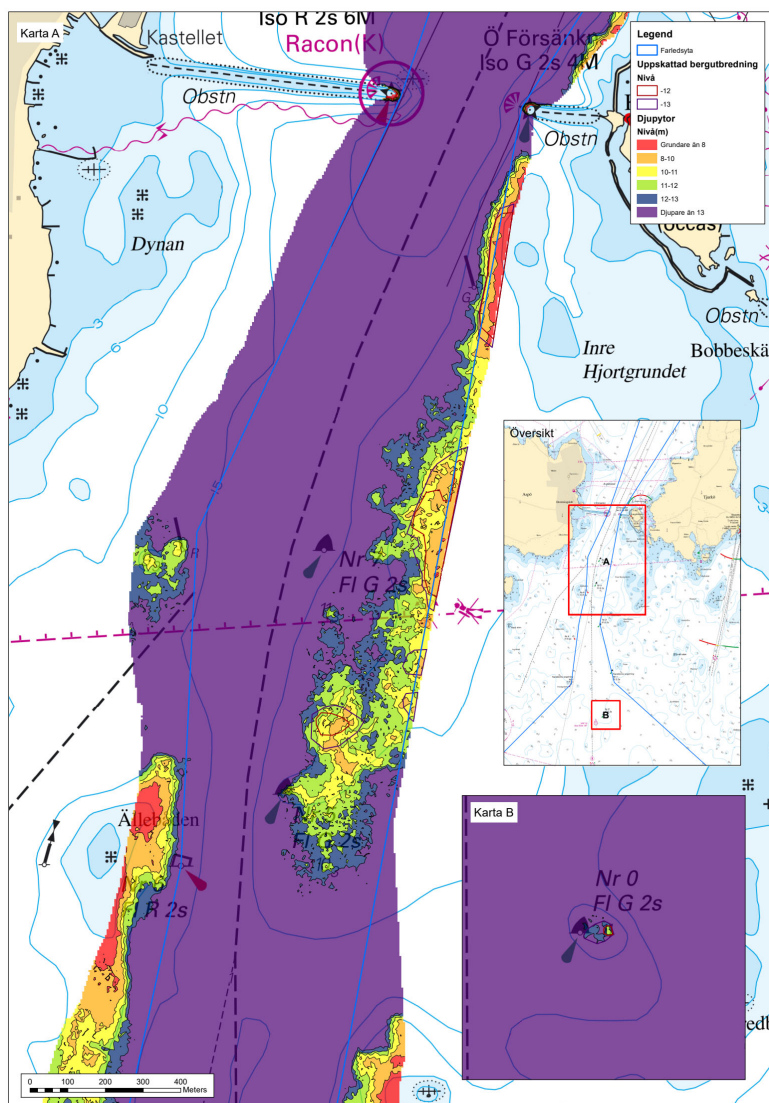
Tabell 2-1. Riskmatris för påverkan på tumlare från muddringsprängning.

Månad	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
<b>Avels- och parningssäsong</b>	Green	Green	Green	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Green	Green
<b>SAMBAH data (2011-2013)</b>	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	Yellow	Green	Green	Green	Green	Yellow	Yellow
<b>Data från Naturhistoriska riksmuseum (2017-2023)</b>	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Yellow	Green	Green	Green	Green
<b>Lämplig livsmiljö för tumlare (2016)</b>	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow

### 3 Förutsättningar

#### 3.1 Bottenförhållanden

WSP Sverige AB har utfört geotekniska fältundersökningar i maj-juni 2019 [21]. Provtagningarna blev utförda i 55 punkter, och lösmassemäktighet och djupet till berg har dokumenterats för samtliga borrhöjningar. Figur 3-1 visar en översikt över bottenförhållanden i området. De färgade områdena är grundare än -12 m och är planlagda att muddras ned till -12 i sundet inom farledsytan, samt ned till -12,5 m längst ute vid styrbordspricken ”Nr 0”, Karta B i Figur 3-1.



Figur 3-1. Karlskrona bottenförhållanden och området som skall muddras för farled.

#### 3.2 Planläggning av salver

Det har antagits ett konservativt scenario med stora hål och hög laddningsvikt för en snabb genomföring. Vi anslår ett hålmönster på 3,7 x 4,4 meter med borrhöjningar över 100 mm (102/127 mm). Borrhöjningstret är optimerat för stor arealtäckning. Det förväntas att den maximala pallhöjden (se Tabell 1-1 för begrepp) är 4 m och med detta uppsatt förväntas en maximal laddningsvikt på cirka 60 kg per intervall. Detta skall ses som en konservativ uppskattning.

Dessutom har en analys genomförts med en laddningsvikt av 10 kg fritt hängande i vattenpelaren. Denna typ av sprängning är representativ för den typ som utföres av Försvarsmakten i förbindelse med övning med explosivämnen i havet. Sjöfartsverket har haft en dialog med *Försvarsinspektören för hälsa och miljö* om att sprängladdningar av denna storlek har bedömts kunna användas vid övningar utan krav på dispens från artskyddsförordningen (2007:845). Hösten 2024 genomfördes sprängning med mindre laddningar på 5–15 kg i området som kallas Sturkö Syd R63E. Enligt Länsstyrelsen krävde detta ingen dispens.

Vi lägger också till grund korrekt tidsseparation av sprängningsintervallen som sprider ut tryckeffekten från chockvågen i vattnet över tid, vilket ger en betydligt lägre akustisk tryckenergiexponering än om alla sprängningsintervall detonerar samtidig eller om det är en isolerad salva.

### 3.3 Metod

För att genomföra en riskbedömning används en förenklad, men väl beprövad, metodik. Den är baserad på prediktering av ljudvågors spridning i vatten. Kärnan i den akustiska modelleringen är främst geometrisk spridning av tryckenergin, utan direkt hänsyn till bottenpografi, sedimenttjocklek eller sammansättning av sediment. Detta gör att metodiken i utgångspunkt i sig själv är konservativ, och i praktiken uppmäts ofta en större energiförlust än vad modellen förutsäger och därmed en generellt lägre ljudexponering. Eftersom sprängningsaktivitet avrådes under somtermånaderna, Tabell 2-1, är det liten sannolikhet att det kan byggas upp en stark temperaturprofil som eventuellt skulle kunna innebära en signifikant inverkan på ljudutbredningen i området. Vidare är området relativt grunt och den permanenta haloklin på ca 60 m djup, som är karaktäristisk för Östersjön antas därför också ha mindre inverkan på ljudutbredning i det aktuella området.

Multiconsult har vidareutvecklat metodiken, vilket inkluderar en parametrisering av dämpning från reflektioner i botten, samt en inkludering av effekten av fördämning som en möjlig begränsande åtgärd. Se Appendix A, B och C för en mer ingående förklaring. Metoden har validerats för mer än 500 sprängningar i Norska farvatten med varierande djup, laddningstorlek, sedimentförhållanden, spränghålsdimension och hålfördelning.

#### 3.3.1 Parameter för modell

För sprängning är den viktigaste komponenten topptryck (SPL), och vi behöver därför definiera följande indata-parametrar:

<b>Sprängvikt per intervall (Q)</b>	Inborrad laddningsvikt: 60kg / Fri laddning i vattenpelaren: 10 kg.
<b>Djup (H)</b>	Medeldjupet i området är cirka 20 m. Här föredrar vi att använda det större djupet eftersom det generellt ger en lägre ackumulerad dämpning och därmed bibehåller en konservativ ansats i analysen.
<b>Position (lat/long)</b>	Det ska sprängas på tre områden. När det gäller bullermodelleringen har detta ingen betydelse för avståndsberäkningarna, men i figurerna har vi valt att presentera resultaten från den yttersta positionen i förhållande till Karlskrona eftersom detta ger det största influensområdet ut mot Egentliga Östersjön.
<b>Fördämning (y)</b>	Ingen tätning/fördämning av borrhål har antagits, då detta är den enklaste metoden för sprängning i havet. Genom erfarenhet och mätningar har vi sett att uppskattningsvis fördelas 20 % av energin från sprängningen som akustisk energi ut i vattnet. Detta motsvarar en fördämningseffekt på $y = 80\%$ . För den fria laddning i vattenpelaren (som inte utförs i ett inborrad hål) är fördämningen 0 %.

**Reflektionsdämpning (R)**

Våra erfarenheter från norska fjordar visar att dämpningen från bottenreflektioner är variabelt, så att 50–80 % av den infallande energin reflekteras vid varje reflektion. Vi gör en konservativ uppskattning och sätter bottenreflektionskoefficienten till 90 %, vilket innebär att vi tillåter att 90 % av ljudet reflekteras vid varje reflektion, och motsvarande dämpning blir därmed 10 %.

**4 Resultat****4.1 Buller från sprängning – topstryck (SPL)**

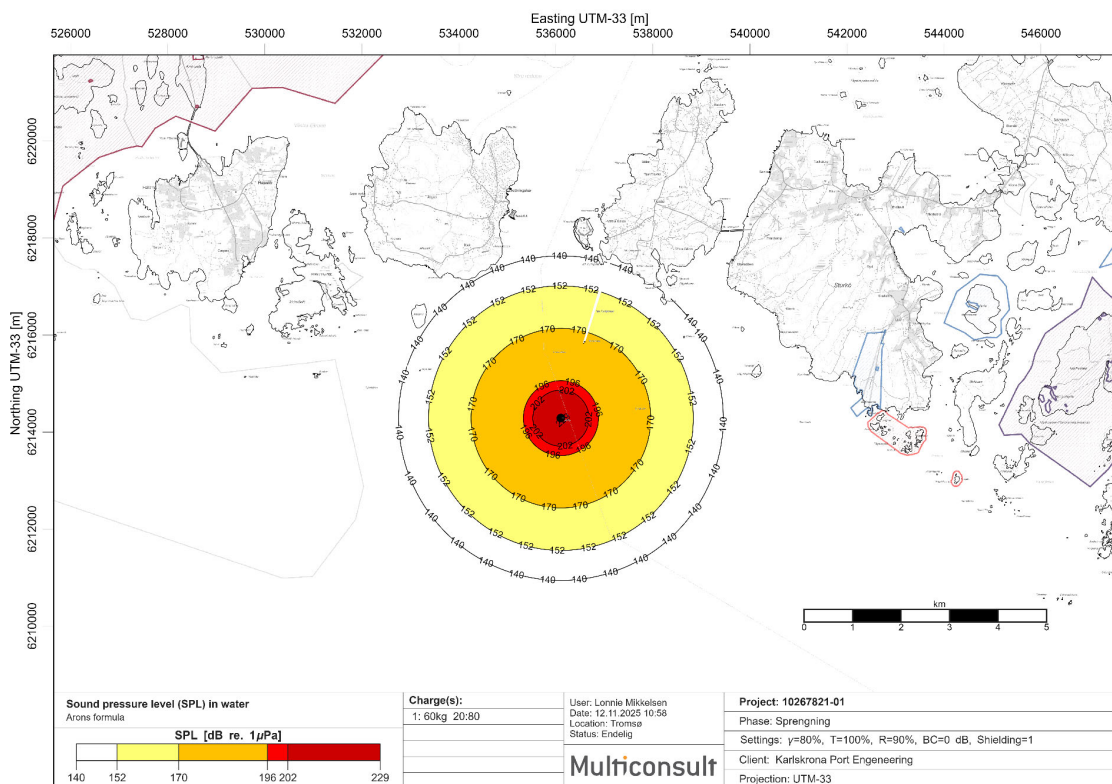
Resultatet av bullermodelleringen för en laddningsvikt på 60 kg visas i Figur 4-1 och avstånden för olika riskområden presenteras i en Tabell 4-1.

Risken för barotrauma/död för tumlare uppstår vid ett ljudtryck (SPL) på 229 dB re 1  $\mu$ Pa (Tabell 1-2) vilket motsvarar ett avstånd upp till 80 meter från sprängningspunkten för en sprängning av en inborrad laddning på 60 kg.

PTS (permanent hörselskada) för tumlare kan ske över topstryck på 202 dB re 1  $\mu$ Pa (Tabell 1-2), vilket innebär en riskzon som sträcker sig cirka 580 meter från sprängningen.

Risken för TTS (temporär hörselskada) för tumlare är vid 196 dB re 1  $\mu$ Pa (Tabell 1-2) och denna nivå sträcker sig ut till ett avstånd av 770 m från sprängningspositionen.

Redan vid 152 dB re 1  $\mu$ Pa (Tabell 1-2) kan beteendeförändringar (BDT) observeras. Denna ljudnivå kan nå så långt som 2,7 kilometer från sprängningsplatsen under laddningsförhållanden beskrivna enligt ovan.



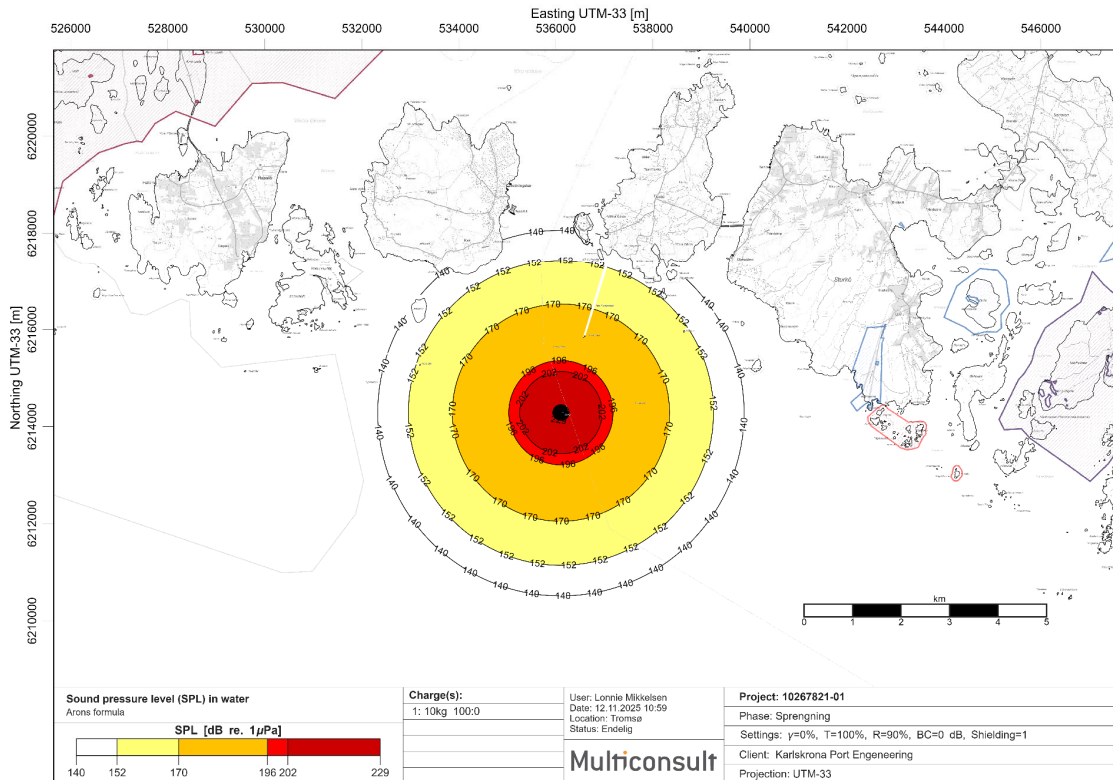
Figur 4-1. Ljudutbredning från en sprängning baserad på 60 kg laddvikt inborrad i håll.

Resultatet av bullermodelleringen för en fri laddning på 10 kg i vattenpelaren visas i Figur 4-2 och avstånden för de olika riskområdena presenteras i Tabell 4-1.

För en fri laddning på 10 kg i vattenpelaren, utan fördämning ( $\gamma = 0\%$ ), är risken för barotrauma eller död hos tumlare inom ett avstånd av cirka 170 meter från sprängningspositionen.

Risken för permanent hörselskada (PTS) sträcker sig i detta fall upp till 850 meter och för temporär hörselskada (TTS), kan påverkan ske inom ett område på upp till 1,1 kilometer från sprängningen.

Med en friladdning på 10 kg kan beteendeförändringar (BDT) nå så långt som 3,1 kilometer från sprängningspositionen.



Figur 4-2. Ljudutbredning från en sprängning baserad på en fri laddning i vattenpelaren på 10 kg och 0 % fördämning.

Tabell 4-1. Riskavstånd för olika ljudpåverkan på tumlare.

Risk / Effekt	Topptryck (dB re 1 $\mu$ Pa)	Inborrad laddning ( $\gamma = 80\%$ )	Fri laddning ( $\gamma = 0\%$ )
		Laddvikt: 60 kg	Laddvikt: 10 kg
Barotrauma / död	229	80 m	170 m
PTS – Permanent tröskelförskjutning	202	580 m	850 m
TTS – Temporär tröskelförskjutning	196	770 m	1 080 m
BDT – Tröskel för förändrat beteende / reaktion	152	2 730 m	3 140 m

## 4.2 Effekter på sillbestånd

Fisk har ett stort spann för ljuddetektion och flera förmågor att känna tryck. Eftersom ljud fortplantas långt under vatten och det ofta är mörkt och grumligt, använder många fiskarter hörseln som primärt sinne för att orientera sig, jaga, kommunicera, finna partner eller upptäcka faror. Fisk har generellt god hörsel för både tryck och partikelrörelse. De flesta fiskarter har dessutom ett tryckkänsligt sidolinjeorgan, men detta används sannolikt mindre för att detektera ljud och mer för jakt, flykt och stimkoordinering [22].

Sill är en hörselspecialist med en hörselströskel på cirka 70–75 dB i frekvensområdet 30 Hz–5 kHz. Detta är cirka 10 dB lägre än torskfiskar och 20–30 dB lägre än lax, och den uppfattar dessutom mycket högre frekvenser (torsk och lax hör upp till cirka 500 Hz). Många sillarter har dessutom gasfyllda organ nära hörselorganen, vilket gör dem ännu mer känsliga för ljud [3].

Enligt ICES är sill i centrala Östersjön uppdelad i vår- och höstlekande bestånd [23]. Vårlek sker främst från april till juni i kustnära områden och skärgårdar, inklusive Karlskrona-regionen. Höstlekande grupper förekommer från september till november, men är mindre vanliga i södra Östersjön. Sillen är pelagisk och bildar stora stim, vilket potentiellt gör den känslig för akustiska störningar under lekperioderna. Området runt Karlskrona är ett viktigt habitat året om, särskilt under våren då lekaktiviteten är som störst.

Konsekvenserna av buller för fiskpopulationer är mycket oklara. Havet är öppet för förflyttning mellan olika habitat, vilket gör det svårt att fastställa att förflyttning eller beteendeförändringar är relaterade till ljudbilden. Det kan dock nämnas att dödlighet för ägg och larver även utan antropogen påverkan vanligtvis är stor. Därför hävdar många forskare att tillfälliga perioder med högt buller eller stark ljudexponering inte har så stor betydelse för själva populationen [3, 24]. Det finns många platser på jorden med extremt höga akustiska bullernivåer där fortfarande många djur kommer för att äta eller leka, trots att de har problem med både kommunikation och tillfälliga skador på hörselsinnet.

### 4.2.1 Kommentarer i relation till beräknade topptryck

Det gäller samma riskzoner för effekter av buller på fisk, som för tumlare, och gränserna för när dessa skador inträffar är listade i Tabell 1-2.

Den allvarligaste är död/barometriskt trauma och kan inträffa inom ett avstånd på 80 m från sprängningsplatsen för en laddningsvikt på 60 kg per intervall utan fördämning. Permanenta hörselskador (PTS) kan inträffa på ett avstånd av 440 m och temporär hörselnedsättning (TTS) på ett avstånd av 460 m. Beteendeförändringar kan förekomma ut till ett avstånd av 1030 m från sprängningen.

Med en fri laddning på 10 kg ökar avståndet där död kan förekomma upp till 170 m. PTS och TTS inträffar vid respektive 680 och 710 m, och beteendeförändringar kan inträffa på ett avstånd av 1360 m.

## 5 Slutsatser och rekommendationer

Baserat på ett konservativt val av parametrar i en akustisk utbredningsmodell för ljudtryck (SPL), kan det konstateras att det föreligger risk för död hos tumlare på ett avstånd av 80 meter, vid användning av en laddning på 60 kg inbörad i håll. Risken för permanenta hörselskador (PTS) ligger på ett avstånd av 580 meter från sprängningspunkten och riskzonen för temporära skador (TTS) sträcker sig ännu längre ut, upp till 770 meter.

Vid användning av en fri laddning i vattenpelaren på 10 kg utan fördämning ökar dessa riskavstånd markant. Risken för barotrauma/död hamnar på 170 meter, permanent hörselskada innanför 850 meter, och temporär hörselskada upp till 1,1 kilometer.

Beteendeförändringar till följd av ljudpåverkan kan uppstå vid lägre ljudnivåer och påverka individer ända ut till 2,7 kilometer för inbörad laddning och 3,1 kilometer för friladdning. Dessa resultat understryker vikten av noggrann tillpassning av sprängningsmetod och tidpunkt, för att minimera risken för skada och/eller störning.

Det rekommenderas att inte sprängning utförs under kalvnings- och parningsperioden, som inträffar från maj till september (Tabell 2-1), då tumlare är som mest känsliga. Detta till trots även om det identifierade viktiga uppväxtområdet för arten ligger över 50 km från sprängningspositionen. Anledningen är huvudsakligen att tumlare är mycket rörliga djur som är särskilt känsliga för ljud både för kommunikation och födosök och man vill till så stor del som möjligt undvika negativ påverkan, särskilt för honor med kalv.

Med avseende på befintliga data från området skiljer sig de två dataseten något från varandra, men stationerna ligger båda relativt långt ifrån Karlskrona. Trots att endast ett mycket litet antal tumlare registreras, bedöms området lämpligt för tumlare året runt (Appendix E. Område för skydd av tumlare). Med hänsyn till artens känslighet under kalvnings- och parningsperioden (maj till september), bedöms perioden oktober till april vara den mest lämpliga tiden för att genomföra sprängningar.

För sill kan död/barometriskt trauma inträffa inom 80 m vid 60 kg laddning utan fördämning. PTS och TTS kan uppstå vid cirka 440–460 m, och beteendeförändringar upp till 1030 m. Med 10 kg fri laddning ökar riskzonerna till 170 m för död och upp till 680 och 710 m för PTS/TTS.

Det är svårt att säga något konkret om potentiella konsekvenser för sillbeståndet runt Karlskrona. Sillen samlas särskilt här på våren i samband med lek (april till juni) och till viss del på hösten (september), och kan möjligen vara mer sårbar under de perioder då den samlas i stora stim. Detta överlappar med den känsliga perioden för tumlare, så om man undviker denna period för tumlare gäller det även för sill.

## 6 Referenser

- [1] Havforskningsinstitutet, "Havforskningsinstitutets rådgivning for menneskeskapt støy i havet," Rapport fra Havforskningen nr. 2025-1, 2025.
- [2] A. Arons, "Underwater explosion shock wave parameters at large distances from the charge," *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 26, no. 3, p. 343–346, 1954.
- [3] M. H. Andersson, A. Nöjd and J. Carlström, "Kunskapsunderlag om undervattens-explosioner och marina djur, Teknisk rapport FOI-R--4413--SE," *Totalförsvarets forskningsinstitut FOI*, 2017.
- [4] Popper and Hawkins, "An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes," vol. 94, p. 692–713, 2019.
- [5] A. N. Popper, A. D. Hawkins, F. R. Richard, D. A. Mann, S. Bartol, T. J. Carlson, S. Coombs, W. T. Ellison, R. L. Gentry, M. B. Halvorsen, S. Løkkeborg, P. H. Rogers, B. L. Southall, D. G. Zeddies and W. N. Tavolga, "Sound Exposure Guidelines for Fishes and Seaturtles," Springer, Cham, 2014.
- [6] B. L. Southall, D. P. Nowacek, A. E. Bowles, V. Senigaglia, L. Bejder and P. L. Tyack, "Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise," *Aquatic Mammals*, vol. 47, no. 5, pp. 421–464, 2021.
- [7] B. L. Southall, J. J. Finneran, C. Reichmuth, P. E. Nachtigall, D. R. Ketten, A. E. Bowles, W. T. Ellison, D. P. Nowacek and P. L. Tyack, "Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects," *Aquatic Mammals*, vol. 45, no. 2, pp. 125–232, 2019.
- [8] "https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/," [Online]. [Accessed 21 10 2025].
- [9] J. Carlström, I. Carlén, M. Dähne, P. Hammond, S. Koschinski and e. al, "Phocoena phocoena (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species," IUCN, 2023. [Online]. Available: <https://www.iucnredlist.org/species/17031/50370773>.
- [10] HELCOM, "HELCOM Red List of Baltic Sea Species in Danger of Becoming Extinct," Baltic Sea Environment Proceedings No.140, 2013.
- [11] I. Carlén, L. Nunny and M. P. Simmons, "Out of Sight, Out of Mind: How Conservation Is Failing European Porpoises," *Frontiers in Marine Science*, vol. 8, p. 617478, 2021.
- [12] P. Börjesson and A. J. Read, "Variation in Timing of Conception between Populations of the Harbor Porpoise," *Journal of Mammalogy*, vol. 84, no. 3, p. 948–955, 2003.
- [13] C. Lockyer, "Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological Parameters," in *Harbour Porpoises in the North Atlantic*, NAMMCO SCIENTIFIC PUBLICATIONS, 2003, pp. 71–90.
- [14] D. M. Wisniewska, M. Johnson, J. Teilmann, L. Rojano-Doñate and e. al, "Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance," *Current Biology*, vol. 26, no. 11, pp. 1441–1446, 2016.
- [15] I. Carlén, L. Thomas, J. Carlström, M. Amundin, J. Teilmann and e. al, "Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions," *Biological Conservation*, vol. 226, pp. 42–53, 2018.
- [16] M. Amundin, J. Carlström, L. Thomas, I. Carlén, J. Koblitz and e. al, "Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring," *Ecology and Evolution*, vol. 12, p. e8554, 2022.
- [17] A. Read and A. Westgate, "Monitoring the movements of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with satellite telemetry," *Marine Biology*, vol. 13, pp. 316–322, 1997.
- [18] "SHARK - Svensk HavsARKiv," [Online]. Available: <https://shark.smhi.se/hamta-data/>. [Accessed 14 10 2025].
- [19] N. Riksmuseet, "Observationer av marina däggdjur," [Online]. Available: <https://marinadaggdjur.nrm.se/observationer-tumlare>. [Accessed 16 10 2025].
- [20] J. Carlström and I. Carlén, "Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten," Aquabiota Water Research, Stockholm, 2016.
- [21] WSP, "Karlskrona Hamn - Sjöfartsverket - Markteknisk undersökningsrapport (MUR/Geo)," WSP, uppdrag 10287055, 2019-07-02.
- [22] M. Wahlberg and H. Westerberg, "Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms," *Marine Ecology Progress Series*, 2005.

- [23] ICES, "OVERVIEW OF POSSIBLE SPAWNING GROUNDS OF THE CENTRAL BALTIC HERRING STOCK AND THE SEASONALITY OF SPAWNING (AD HOC REPORT)," ICES Scientific Report 7:30. 48 pp., <https://doi.org/10.17895/ices.pub.28485509>, 2025.
- [24] L. Hammar, A. Wikström and S. Molander, "Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod," *Renewable Energy*, 2014.
- [25] U. D. o. C. NOAA, "National Marine Fisheries Service. 2018. 2018 Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts.," NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, 2018.
- [26] P. H. Kvadsheim, T. N. Forland, K. d. Jong, E. G. D. Nyqvist and L. D. Sivle, "Effekter av støyforurensning på havmiljø - kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. FFI-RAPPORT 20/0105.," 2020.
- [27] S. L. Nedelec, J. Campbell, A. N. Radford, S. D. Simpson and N. D. Merchant, "Particle motion: The missing link in underwater," *Methods in Ecology and Evolution*, 2016.
- [28] R. A. Gilmanov, "Effect of shock waves during underwater borehole blasting," *Translated from Gidrotekhnicheskoe Stroitel'stvo*, vol. 5, pp. 22-25, 1984.
- [29] M. V. Hall, "Underwater signals from confined explosions in very shallow water," in *Proceedings of 20th International Congress on Acoustics*, Sydney,, 2010.
- [30] G. L. Hempen, T. M. Keevin and T. Jordan, "Underwater blast pressures from a confined rock removal during the Miami harbor deepening project," *International Society of Explosives Engineers*, vol. 1, p. 12, 2007.
- [31] T. Thandavamoorthy, "A Study of Blast Pressure from Underwater Borehole Blasting," in *Second International Conference on Recent Advances in Geotechnical Earthquake Engineering and Soil Dynamics*, St. Louis, 1991.
- [32] G. R. Tripathy and R. R. Shirke, "Underwater Drilling and Blasting For Hard Rock Dredging In Indian Ports - A Case Study," in *International Conference On Water Resources, Coastal And Ocean (ICWRCOE 2015)*, 2015.
- [33] T. Fristedt and O. Steinestø, "10224965-01 Innseiling Grenland - trykkmålinger Midtfjordbåen," Multiconsult, 2021.
- [34] J. Jestel, J. von Pein, T. Lippert and O. von Estorff, "Damped cylindrical spreading model: Estimation of mitigated pile," *Applied Acoustics*, vol. 184, pp. 108350 - 108357, 2021.
- [35] N. Ramstad, "Sprengning på grunne 19 og 21," Multiconsult, 2016.

## Appendix A. Risk och Tröskelvärden

Fiskar och marina däggdjur har en välutvecklad förmåga att uppfatta ljud, vilket är avgörande i undervattensmiljöer där ljud fortplantar sig effektivt och syn ofta är begränsad av både mörker och grumliga förhållanden. Ljud spelar en central roll i viktiga ekologiska processer som födosök, undvikande av rovdjur och kommunikation vid ex. parning.

Ljudenergi, som främst är en tryckvåg, fortplantar sig i alla riktningar och påverkas av den fysiska miljön genom spridning, absorption, brytning och reflektion. Detta innebär att en intensiv ljudpuls nära källan kan modifieras av omgivningen och upplevas som mer utdragen och mindre intensiv på avstånd, vilket i sin tur påverkar hur djuren uppfattar och reagerar på ljudet.

Impulsiva ljudkällor, såsom sprängning, genererar tryckpulser med högt topptryck (SPL) som kan orsaka temporära (TTS) eller permanenta (PTS) hörselskador hos marina organismer, och i värsta fall leda till död. Vetenskapliga studier har undersökt när dessa skador uppstår och har därigenom försökt fastställa gränsvärden för olika arter [1, 2, 3]. På längre avstånd kan ljudet också orsaka störningar och beteendeförändringar, så kallad BDT (tröskel för förändrat beteende/reaktion).

Havforskningsinstitutet (HI) har fastställt gränsvärden, baserat på egna mätningar och internationell litteratur [25, 6, 7], för både kortvarig (impulsiva ljud) och långvarig ljudexponering, inklusive risk för fisk, valar (som tumlare, sälar och andra marina rovdjur [1]). Eftersom olika valarter har olika hörsleegenskaper har de delats in efter det frekvensområde som deras hörsel omfattar. Multiconsult har valt att tillämpa den mer konservativa gränsen för beteendereaktioner (152 dB re 1  $\mu$ Pa) som anges här för mellanfrekvensarter även för tumlare (högfrekvensart), eftersom tumlare är en av de mest ljudkänsliga arterna [1] och dessa gränser baseras på ganska få studier.

För marina däggdjur har man även beräknat frekvensvägda gränsvärden för 24 timmars ljudexponering (Tabell 6-1), där hänsyn tas till att olika arter har bäst hörsel inom olika frekvensband. Den högfrekventa gruppen inkluderar bland annat tumlare.

Multiconsult följer HIs råd för alla offshore- och kustnära operationer som involverar ljudkällor med potentiell påverkan på marina ekosystem. HI publicerar årligen uppdaterade riktlinjer för människoskapad undervattensljud, senast uppdaterade i januari 2025 [1]. Störande aktiviteter inkluderar seismik, elektromagnetiska undersökningar, undervattenssprängning och havsbaserad vindkraft. HI anger att ljud från sprängning har liknande egenskaper som pålning och seismik – pulserande ljud med högt topptryck – och omfattas därför av samma rekommendationer.

*Tabell 6-1. Tröskelvärden vid kort- och långvarig ljudexponering för marina däggdjur. Lågfrekvensbandet motsvarar större bardvalar (vikval, sillval, knölval), mellanbandet motsvarar noen tannhvaler som kaskelot, näbbval och späckhuggare, och högfrekvensbandet är representativt för vissa delfinarter och tumlare.*

Frekvensband / Art	Frekvensband (kHz)	Impulsiva ljud/topptryck			Ljudeksposering över tid		
		SPL [dB re 1 $\mu$ Pa]			SEL [dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s]		
		Ovägt			Ackumulerat		
		BDT	TTS	PTS	BDT	TTS	PTS
Lågfrekvensband (LF)	0.2-19	150	213	219	127	168	183
Mellanfrekvensband (MF)	8.8-110	152	224	230	130	170	185
Högfrekvensband (HF)	12-140	165-172	196	202	145-151	140	155
Sälar (Phocids)	1.9-30	-	212	218	-	170	185
Andre marine rovdjur (f.eks. hvalross, isbjörn)	0.06-25	-	226	232	-	188	203

## Appendix B. Akustik i vatten / hydroakustik

Ljud i vatten kan på flera sätt beskrivas analogt med ljud i luft, men skillnaderna är också stora eftersom vatten är betydligt tätare än luft. Detta är en av anledningarna till att man inte direkt kan jämföra ljudtryck i luft med ljudtryck i vatten. Ljudutbredningen i vatten är på många sätt mer komplex än i luft, eftersom det sker frekventa interaktioner mellan ljudfältet och gränsytor (ytan/botten), samt modulation, refraktion och dispersion i själva mediet. Vågutbredningen är cirka fem gånger snabbare i vatten än i luft, och temperatur- och salthaltsfördelning kan ge betydande brytning och refraktion av ljudfältet. Ljudets interaktion med botten beror i stor grad på botten djup och botten typ. På hård botten som berg och sten reflekteras mycket av energin tillbaka till vattnet. På mjuk botten (sediment, lera, sand) kan mycket akustisk energi spridas ned i botten och därmed absorberas ljudet mer effektivt.

### B.1 Tryckbeskrivning av ljud

Normalt beskrivs ljud som en tryckoscillation, vilket i de flesta fall är en fullt tillräcklig beskrivning. Eftersom tryck anges i Pascal [Pa] och ofta sträcker sig över flera storleksordningar är det praktiskt att rapportera och visualisera ljudnivåer på en logaritmisk skala i dB relativt ett referenstryck:

$$p_{dB} = 20 \cdot \log_{10}(p/p_{ref}) \quad (1)$$

där  $p$  är trycket och  $p_{ref}$  är referenstrycket 1  $\mu\text{Pa}$ . Det bör noteras att för luftakustik används  $p_{ref} = 20 \mu\text{Pa}$ , vilket motsvarar människans hörselströskel. Detta gör att dB-nivåerna i luft blir mycket lägre än motsvarande dB-nivå i vatten, även om källan har samma energi/intensitetsnivå. En ljudkälla karakteriseras med en källstyrka i [dB re 1  $\mu\text{Pa}$  @ 1m], vilket innebär att tryckfältet är definierat 1 meter från källan och är en karakteristisk egenskap för själva källan, oberoende av utbredningsvägen från källa till mottagare.

### B.2 Topptryck och exponering

Det finns flera metoder för att karakterisera ljudtryck. Den vanligaste och mest intuitiva är topptrycket (Sound Pressure Level)  $SPL_{peak}$  vilket är det maximala absoluta avviket från det normala trycket (medeltrycket) på en plats under en definierad tid. Ibland används även topp-till-topp-värdet  $SPL_{peak}$  eller  $SPL_{pp}$ . För processer med längre varaktighet och mindre impulsiv karaktär, såsom dumpning, borring och fartygstrafik, kan andra mått användas, till exempel kvadratisk medelvärde (root-mean-square):  $SPL_{rms}$ . Det har visats att relativt låga ljudtryck under längre tid också kan ge bestående skador [4, 26], och då är det lämpligt att definiera ljudexponering, Sound Exposure Level (SEL), som är integralen av kvadraten på ljudtrycket över ett givet tidsintervall eller en specifik händelse (t.ex. en akustisk puls). Ljudexponeringsnivåer uttrycks i dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . SEL och är ett mått på energin i det akustiska fältet, där enheten är  $\text{Pa}^2\text{s}$  eller  $\text{Jm}^{-2}$ , dvs. energi per ytenhet.

$$SEL_{dB} = 10 \log_{10} \left( \int \frac{p(t)^2}{p_{ref}^2} dt \right) \quad (2)$$

Precis som för SPL finns det många varianter av akustisk exponering, t.ex. definition för ett enskilt påslag (Single-strike SEL) eller kumulativa effekter som används för att karakterisera repetitiva impulsiva källor,  $SEL_{cum}$ .

### B.3 Frekvensinnehåll och ljudmiljö

Tryckoscillationer kan beskrivas som vågor, och har som alla vågor ett specifikt frekvensinnehåll. En ren ton beskrivs som en enskild frekvens, och en blandning av toner ger ett spektrum. Normalt är alla naturliga ljud en kombination av många olika toner, eftersom det alltid finns ett inslag av slumpmässighet i ljudutbredning som förekommer i naturen. Tonernas frekvenser blandas (ofta icke-



linjärt) och fördelar sin energi över ett spektrum. Ljudnivån som utgör det lägsta nivåvärdet i ett spektrum kallas bakgrundsljud och kan komma från många olika ljudkällor. Undervattensljudmiljön kan beskrivas som en kör, där ljud av olika natur och ursprung blandas:

- **Naturligt ljud** eller **geofoni**: ljud från jordens sprickor, marina sedimentrörelser, väder och vind, brytande vågor, nederbörd osv.
- **Biologiskt ljud** eller **biofoni**: ljud av biologiskt ursprung från marina djur.
- **Antropogent ljud** eller **antropofoni**: människoskapade ljud från marina aktiviteter, t.ex. fartygstrafik och oljeindustri.

Dessa ljud blandas och bildar ljudlandskapet i ett studieområde. Alla ljudkällor bidrar till ljudmiljön med varierande vikt beroende på frekvens, miljöförhållanden, mänsklig aktivitet och lokala förhållanden. För att en marin organism ska kunna uppfatta ett specifikt ljud måste det överstiga den akustiska bakgrundsnivån.

## Appendix C. Metodbeskrivning

### C.1 Modellering av ljudutbredning

Multiconsult har utvecklat en metodik för beräkning, bedömning och visualisering av ljudnivåer under vatten, med syfte att bedöma risken för skador på utvalda marina djurarter i närheten av anläggsområden. Ljudenergi, som främst är en tryckvåg, sprider sig i alla riktningar, och den akustiska energin sprids, absorberas, bryts och reflekteras. Detta gör att ljudvågen ändrar sin signatur och exempelvis en ljudpuls som vid källan är kort och intensiv, modifieras av den fysiska miljön och kan på avstånd upplevas som mer utdragen i tid och därmed mindre intensiv.

För att göra en riskbedömning har en förenklad metodik baserad på prediktering av horisontell spridning av ljudvågor använts. Kärnan i akustisk modellering är främst geometrisk spridning av tryckenergin. För djupa förhållanden utan interaktion med yta eller botten sker utbredningen sfäriskt och ljudintensiteten minskar kvadratisk som funktion av avståndet ( $1/d^2$ ), eller uttryckt i dB-skala:  $-20\log_{10}(d)$ . Vid grundare förhållanden sprids energin cylindriskt och då minskar trycket istället som  $1/d$ , eller  $-10\log_{10}(d)$ . Övergången från sfärisk till cirkulär spridning sker när reflektioner från ytan och botten kombineras.

Det har visat sig att cylindrisk spridning är en alltför konservativ modell med för långsamt energifall. Man mäter ofta, i kustnära sammanhang, en spridningsfaktor mellan 14 och  $17\log_{10}(d)$ , vilket kan förklaras av att energiförlusten, jämfört med sfärisk spridning, ökar på grund av förluster mot botten och yta samt i volymen [27].

Dessa förutsättningar medför att beräkningarna kan utföras kostnadseffektivt och ger byggherrar och entreprenörer relevant information om vilka maximala enhetsladdningar som kan användas vid sprängning eller vilken effekt eller antal aktiva arbetstimmar som kan användas vid pålning och spontning, för att undvika skador på fisk både ur ett impulsivt och ett exponeringsperspektiv.

Ljudexponering delas upp i två metoder:

- Vid förbigående impulsivt ljud beräknas ett topptryck, *sound pressure level*, SPL. Denna metod används till exempel vid sprängning.
- För ljud över tid beräknas ljudexponering, *sound exposure level*, SEL. Denna används för arbeten som pågår över tid, till exempel pålning, spontning, dumpning av sten/muddermasser eller andra aktiviteter i havet eller kustzonen.

### C.2 Förbigående impulsivt ljud / sprängning

Vid sprängning i fjäll går en huvuddelen av energin till att krossa berg och en mindre del blir utsänt som en chockvåg i vattnet. I litteraturen beskrivs främst fritt hängande laddningar i vatten och till mindre grad sprängning med laddningen placerad inbördd i fjäll. Detta fokuserar detonationen ner i fjället och bara en mindre del av energin går till att skapa tryckvåg. Detta är den främsta orsaken till att flera studier rekommenderar tätning av borrhål (*fördämning*) med krossad sten/grus samt fördröjd tändning mellan de olika laddningarna, där varje deladdning sprängs separat (intervall) med en fördröjning på cirka 20–50 ms mellan laddningarna.

För beräkning av topptrycket, *sound pressure level*, SPL, från som skapas från en enkel fritt hängande laddning, används;

$$p = A \left( \frac{d}{\sqrt[3]{Q}} \right)^{-b} \quad (3)$$

där  $A$  är en materialkonstant, karakteristisk för olika sprängämnen, och  $b$  är en reduktionsexponent, representativ för exponentiell spridning av tryckvågen. Ekvation (3) kallas allmänt för Arons' formel, [28, 29] och beskriver maximalt övertryck,  $p$ , som funktion av laddningsvikt per intervall,  $Q$  [kg], avstånd från detonationen,  $d$ , och materialkonstanten  $A$ . Enligt [27] och [30], varierar  $A$  mellan 50 och 60 MPa, och  $b$  mellan 1,13 och 1,19 för en lång rad sprängämnen och förhållanden. Som jämförelse kan nämnas att för cylindrisk spridning används  $b = 1$ , och för sfärisk spridning används  $b = 2$ .

### C.3 Fördämning

För beräkningar av en tryckvåg från inborrade laddningar används en skärningsfaktor eller "fördämningseffekt", som definieras som den fraktion  $\gamma$  av trycket från en fritt hängande laddning  $p$  som dämpas genom att energin blir använd för att krossa berg. Detta innebär att det uppmätta akustiska trycket  $p_m$  reduceras med fraktionen  $(1 - \gamma)$ ,

$$p_m = (1 - \gamma) p \quad (4)$$

Det finns många olika referenser om fördämning och dess effektivitet. I litteraturen varierar värdena för betydligt – från att 10 % till 40 % av sprängningsenergin tillåts spridas som akustisk energi (vilket motsvarar en fördämningsfaktor på 90 till 60 %) [31, 32, 33, 34, 35, 22]. Våra erfarenheter hittills från muddringsprojekt, sprängningar av grundområden både för djupa (pallsprängningar) och grunda (s.k. flåsprängningar) samt krossning av berg under fyllning i havet visar att fördämningsfaktorn ligger någonstans mellan 80–90 %, vilket innebär att cirka 10–20 % av energin från sprängningen går ut i vattnet som akustisk energi.

### C.3 Geometrisk utbredning – Arons' formel

Beräkningsmetoden baserad på Arons' formel (3) fungerar utmärkt för att uppskatta undervattenssprängningar på korta avstånd, men överskattar ofta sprängtrycket på längre avstånd eftersom den inte tar hänsyn till dämpning. Multiconsult har, baserat på sin erfarenhet, etablerat en förenklad metod som inkluderar faktorer såsom dämpning från bland annat fördämning, bottenpografi, botten typ och avstånd. Den framtagna metoden överensstämmer med uppmätta värden och har validerats för mer än 500 muddringsprängningar.

Genom att kombinera Arons formel (3), fördämningseffekten  $\gamma$  från ekvation (4) och introducera reflektionsdämpning till en geometrisk formulering av ljudstrålar, får vi en komplett formel för trycket från sprängning  $p$  som funktion av avståndet  $d$ , sprängvikt  $Q$  kg per intervall, medeldjup  $H$  och en reflektionskoefficient  $R$ ,

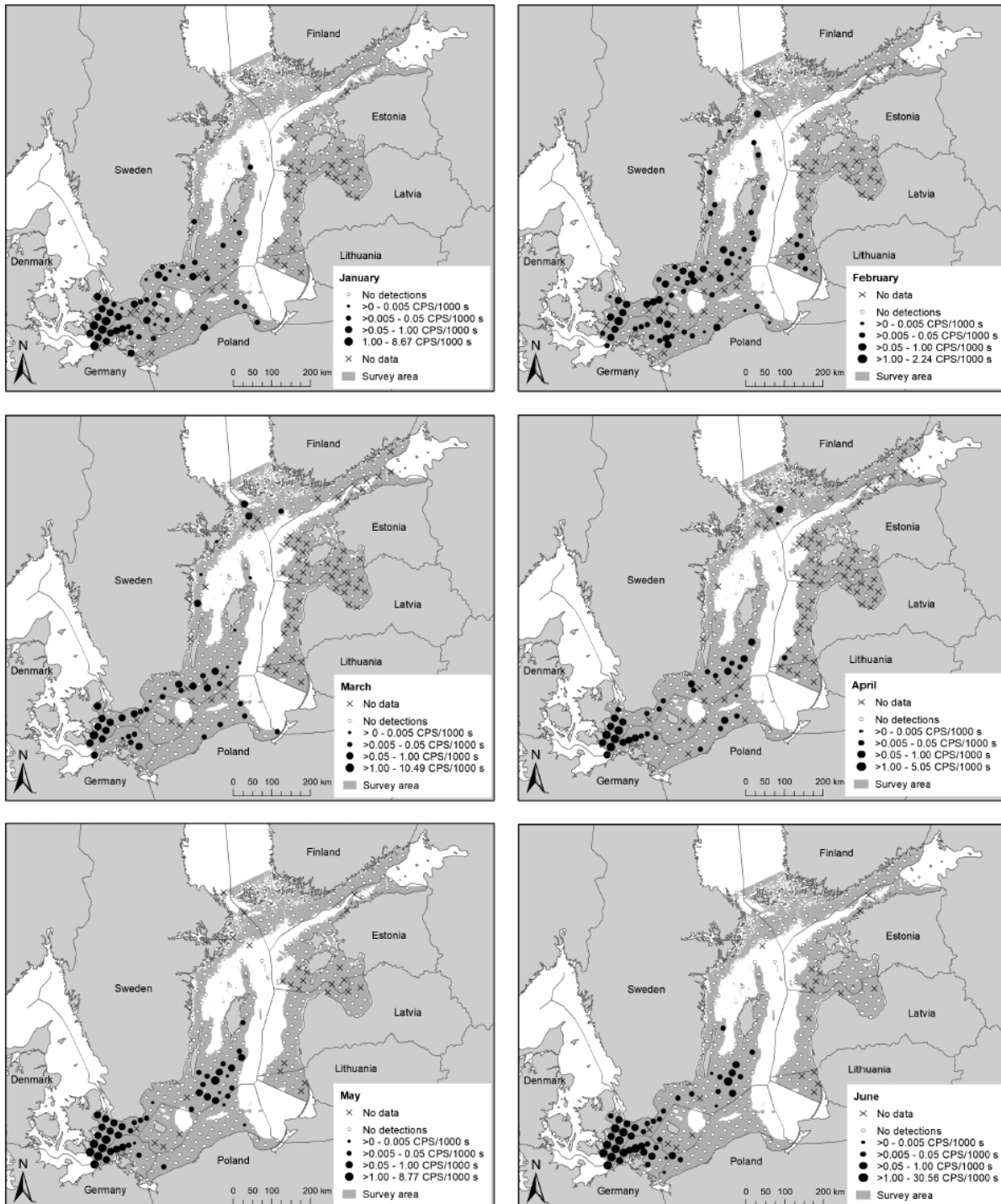
$$p(d, Q, R, H, \gamma) = (1 - \gamma) \cdot A \left( \frac{d}{\sqrt[3]{Q}} \right)^{-b} \cdot R^{d/(2\sqrt{2}H)}, \quad (5)$$

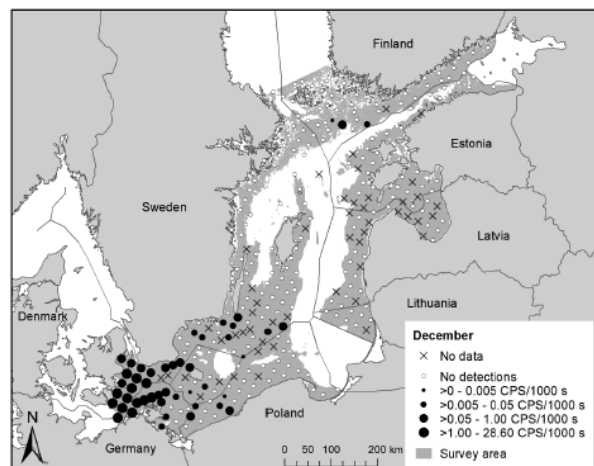
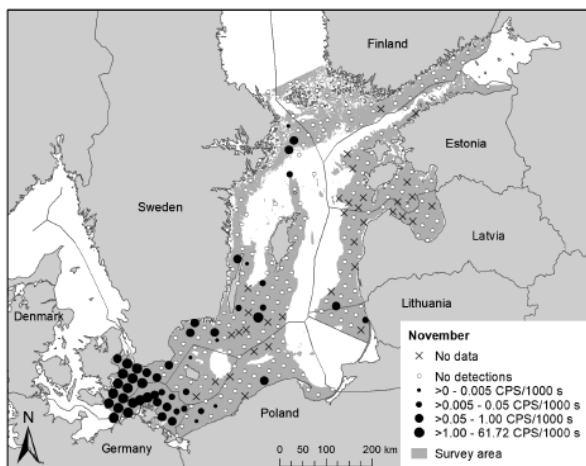
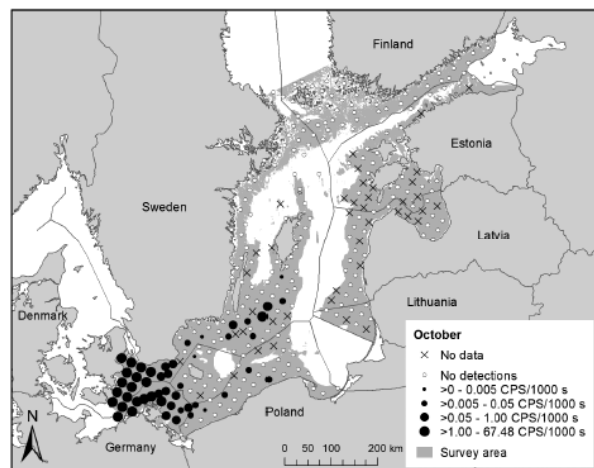
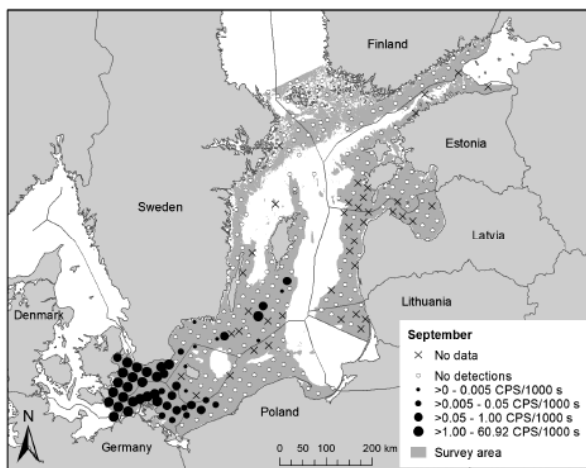
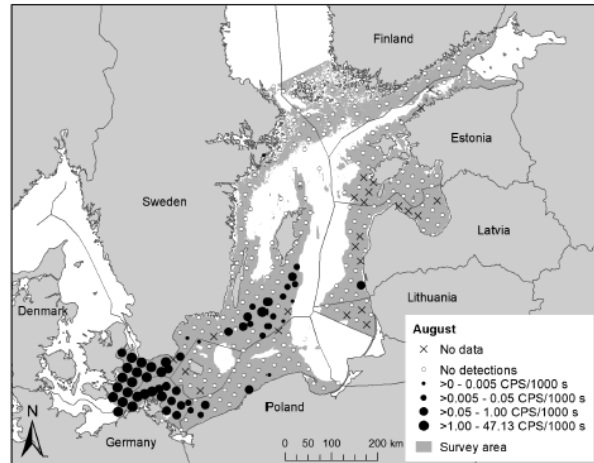
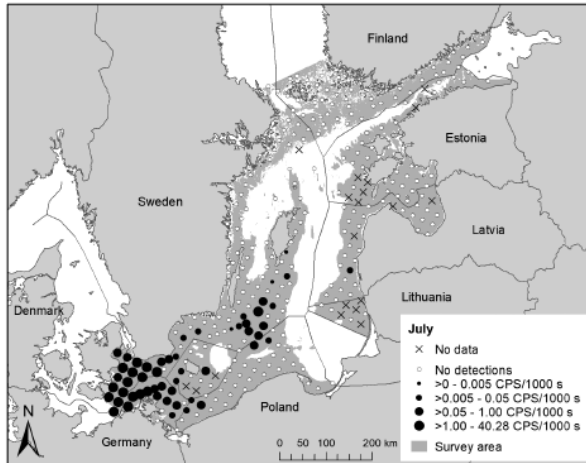
där koefficienterna  $A$  och  $b$  är definierade i Appendix C.2. Detta möjliggör en diagnostisk beskrivning av det tryck som genereras från en sprängning i ett område, och inkluderar vår erfarenhet av både effekten av fördämning av borrhålen och dämpning av reflektioner i botten, utöver den geometriska spridningen av energin som ursprungligen beskrevs av Arons i ekvation (3).



### Appendix D. Akustisk detektion av tumlare

Genomsnittlig akustisk detektionsfrekvens av tumlare per övervakningsstation och månad. Detektionsfrekvensen mäts i klick-positiva sekunder (CPS) per 1000 sekunder övervakningsinsats. Det skuggade området visar huvudområdet för undersökningen (bilder tagna från [16]).





**Appendix E. Område för skydd av tumlare**

Föreslaget område för skydd av tumlare i Hanöbukten och söder om Öland, relevanta påverkansfaktorer (fiske visas istället för sjöfart), marina skyddade områden, samt riksintresse för energiproduktion visas (från [20]).

