

Undervannsstøy i forbindelse med utdyping av gjennomseiling Herøy / Ulstein til Ålesund

Kystverket

Undervannsakustikk

DOKUMENTKODE: 10226196-02-RIMT-RAP-001



Multiconsult

Dette dokumentet har blitt utarbeidet av Multiconsult på vegne av Multiconsult Norge AS eller selskapets klient. Klientens rettigheter til dokumentet er gitt for den aktuelle oppdragsavtalen eller ved anmodning. Tredje parter har ingen rettigheter til bruk av dokumentet (eller deler av det) uten skriftlig forhåndsgodkjenning fra Multiconsult. Enhver bruk at dokumentet (eller deler av det) til andre formål, på andre måter eller av andre personer eller enheter enn de som er godkjent skriftlig av Multiconsult, er forbudt, og Multiconsult påtar seg intet ansvar for slikt bruk. Deler av dokumentet kan være beskyttet av immaterielle rettigheter og/eller eiendomsrettigheter. Kopiering, distribusjon, endring, behandling eller annen bruk av dokumentet er ikke tillatt uten skriftlig forhåndssamtykke fra Multiconsult eller annen innehaver av slike rettigheter.

RAPPORT

OPPDAG	10226196-02- Gjennomseiling Herøy-Ålesund	DOKUMENTKODE	10226196-02-RIMT-RAP-001
EMNE	Undervannsstøy fra aktiviteter i sjøen	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	Kystverket	OPPDRAAGSLEDER	Sissel Enodd
KONTAKTPERSON	Rita Svendsbøe	UTARBEIDET AV	Tim Fristedt
KOORDINATER	Sone: UTM-33 Øst: 38913 Nord: 6957361	ANSVARLIG ENHET	10235042 Marint miljø og havbruk
GNR./BNR./SNR.	Erknefluda, Nordtaren, Skarvøyflua, Djupefluda, Svædet, Kyrkjefluda, Skinnabroklea		

SAMMENDRAG

Kystverket planlegger utdyping i fire ulike planområder langs farleden fra Herøy til Ålesund for å gjøre seilas i leden sikrere. Grunnene ligger i og ved hovedleden langs kysten. Det planlegges å utdype sjøbunnen ned til kote -11, -13 og -16,5.

Multiconsult Norge AS er engasjert av Kystverket for gjennomføring av miljøgeologiske og geotekniske grunnundersøkelser og vurderinger, beregning av masseuttak, kartlegging av biologi og naturmangfold, samt målinger for strøm, turbiditet og bølger. Videre er det krav om vurdering av støynivåer dannet av lyd fra sprengning og dumping av mudringsmasser i sjødeponi.

Denne rapporten omhandler metode og resultater fra analyse av forplantning og eksponering av lyd som følge av sprengning, og dumping av mudringsmasser, basert på Multiconsult sin lydforplantingsmodell og metode for risikovurdering for lydeksponering fra arbeider og tiltak i sjøen.

Vurderinger er lagt for alle seks utdypingsområdene, og hensyn er tatt til hvordan utdypings og dumpingsområder ligger i forhold til gytefelt og naturreservater i området. Beregningene tar utgangspunkt en enhetsladning på 50 kg, men for Kyrkjefluda vurdertes også 200 kg. For alle sprengninger lages vurdering av risikoavstander for «reaksjon/endret adferd», «temporære skader (TTS)» og «permanente skader (PTS)». Det er også tatt hensyn til om borehullene er tette eller ikke, gjennom at fordemming av trykkenergien settes til 90 % eller 80 %. I tillegg er det gjort beregninger med og uten boblegardin.

Resultatene viser at ladestørrelse bør settes til maksimalt 50 kg for hele prosjektet. Sprengning bør utføres utenom gytetiden (februar-mai) og utføres med tette hull. Sprengning ved Kyrkjefluda og Svædet kan vurderes å skje uten tette hull. Ved de sistnevnte plassene bør hensyn tas til de nærliggende naturreservatene Eggholmen, Flørauden og Sandøya-Vattøya, der sprengninger og andre aktivitetene bør legges utenom hekketida mai – juli.

Atlanterhavsparken vil bli eksponert av lyd primært fra sprengninger ved Erknefluda. Rystelser og vibrasjoner vil sannsynligvis ikke skade bygget, siden bruk av 50 kg enhetsladning vil resultere i vibrasjoner på maksimalt 1 mm/s i Atlanterhavsparken. Tilsvarende trykkbølge vil sannsynligvis ikke kunne skade dyr i parken, men kan årsake reaksjon hos både fisk og sel. Et avbøtende tiltak kan være å initialt kreve trykkmåling i seldammen og akvariet, samt deretter vurdere om det trengs boblegardin utenfor seldammen for å redusere sjokkbølgen ytterligere.

02	21.05.2023	Ending av kontakt KYV til Rita Svendsbøe og MC OL: Sissel Enodd	Tim Fristedt	Maria C. Sandberg	Sissel Enodd
01	30.01.2023	Lagt til vurdering Atlanterhavsparken, Lagt till 80% fordemming og Sandøya Vattøya naturreservat	Tim Fristedt	Pär Jansson	
00	10.10.2022	Rapport	Tim Fristedt	Pär Jansson	SG
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

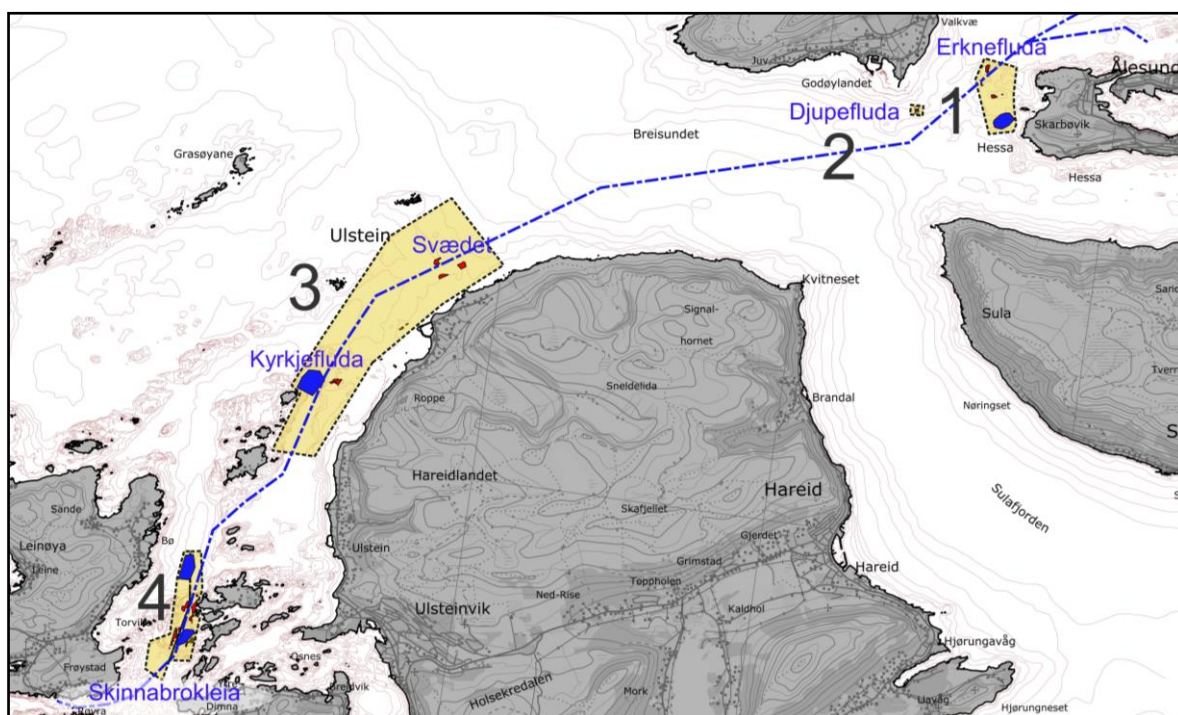
1	Innledning	6
1.1	Grunnlag	7
1.1.1	Sprenging og utdyping	7
1.1.2	Graving og dumping	8
2	Resultater	9
2.1	Erknefluda, Nordtaren og deponi sør for Skarvøyflua	9
2.1.1	Sprengning ved Erknefluda og Nordtaren	9
2.1.2	Graving ved Erknefluda og Nordtaren	11
2.1.3	Dumping sør for Skarvøyflua	11
2.2	Djupefluda	12
2.2.1	Sprenging	12
2.2.2	Graving ved Djupefluda	14
2.3	Svædet	15
2.3.1	Graving og dumping	15
2.4	Kyrkjefluda	16
2.4.1	Sprenging ved Kyrkjefluda	16
2.4.2	Dumping ved Kyrkjefluda sjødeponi	18
2.5	Skinnabrokleia Nord	19
2.5.1	Sprengning, Skinnabrokleia Nord	19
2.5.2	Graving ved Skinnabrokleia Nord og dumping ved Sjødeponi Skinnabrokleia Nord	21
2.6	Skinnabrokleia Sør	22
2.6.1	Sprengning ved Skinnabrokleia Sør	22
2.6.2	Graving ved Skinnabrokleia Sør og dumping ved Sjødeponi Skinnabrokleia Sør	24
2.7	Atlantehavsparken	25
2.7.1	Vibrasjoner i bygg	25
2.7.2	Trykkløsløshet	25
3	Konklusjon	27
3.1	Risiko ved sprengning og anbefalte tiltak	27
3.2	Risiko ved anleggsaktiviteter, som foregår over tid	28
3.3	Erknefluda	28
3.4	Djupefluda	29
3.5	Kyrkjefluda	29
3.6	Svædet	29
3.7	Skinnabrokleia Nord og Sør	29
	Referanser	30
Appendiks A.	Definisjoner	32
Appendiks B.	Akustikk i vann / Hydroakustikk	33
B.1	Trykkbeskrivelse av lyd	33
B.2	Spisstrykk og eksponering	33
B.3	Frekvensinnhold og støy	34
B.4	Partikkelbevegelse	34
Appendiks C.	Metodebeskrivelse	35
C.1	Modellering av støyutbredning	35
C.2	Forbigående impulsiv lyd / Sprengning	35
C.3	Lydeksponering over tid	36
C.4	Kildestyrke	37
C.5	Refleksjon og transmisjon	37
Appendiks D.	Risiko for fisk	39
D.1	Deteksjonsterskler	39
D.2	Død/ Barometrisk trauma	39
D.3	Permanente og Temporære skader	40
D.4	Masking, frykt og stress	40
D.5	Partikkelbevegelse	40
D.6	Effekter på Populasjon	41
Appendiks E.	Terskelverdier	42

1 Innledning

Kystverket planlegger utdyping av 34 grunner, i fire ulike tiltaksområder, som del i utbedring av farleden Herøy – Ålesund. Grunnene og tiltaksområdene ligger i og ved farleden langs kysten og er benevnte (fra nord til sør); Erknefluda, Djupefluda, Svædet, Kyrkjefluda samt Skinnabrokleia Nord og Sør (se Figur 1). I tillegg er det identifisert fire deponiområder; Sjødeponi sør for Skarvøyflua (Alternativ 1), Sjødeponi ved Kyrkjefluda (Alternativ 2), Sjødeponi Skinnabrokleia Nord (Alternativ 3) og Sjødeponi Skinnabrokleia Sør (Alternativ 4) der det vil bli vurdert dumpet mudremasser fra sprengingene.

Multiconsult Norge AS er engasjert for å utarbeide reguleringsplaner og konsekvensutredning for tiltakene og denne rapporten omhandler risikovurdering for fisk og annet dyreliv iht. hydroakustiske sjokkbølger ifm. sprenging ved fem utdypingsområder og økt lydeksponering ifm. med dumping og mudring i tiltaksområdet. De ulike planområdene er vist under i Figur 1.

Støydannende tiltak er beskrevet i seksjon 1.1, og støy fra disse er beskrevet i seksjon 2 der hver underseksjon omhandler de ulike utdypingsområdene og deponiområdene. Konklusjoner og mulige anbefalte avbøtende tiltak er gitt i seksjon 3.



Figur 1. Oversiktskart for de 4 planområdene for utdyping av farleden Herøy – Ålesund. Røde områder viser grunner der det planlegges utdyping, mest trolig ved hjelp av sprenging. Blå områder er identifiserte sjødeponiområder. Kart: Multiconsult basert på data fra Geonorge.no.

1.1 Grunnlag

1.1.1 Sprenging og utdyping

Det foreligger flere rapporter som gjelder naturtyper ved tiltaksområdene og inntilliggende områder hvilke beregnes å bli påvirket av tiltakene [1, 2, 3, 4]. Det er identifisert områder og tidspunkter med viktige økologiske funksjoner primært for kysttorsk. Blant annet ligger områdene Erknefluda, Djupefluda og Skinnabrokleia nært, eller midt i, viktige gyteområder for fisk og da særlig kysttorsk. Gyteperioden for torsk er februar til mai, mens sild og hyse gyter henholdsvis i februar – mars og mars – mai [1]. Det er ikke usannsynlig at yngel og juvenil fisk i hele området kan påvirkes negativt. Det forekommer store arealer tareskog som har egnede forhold for oppvekst [2].

Det er en aktiv akvakulturlokalitet i nærområdet til innseiling Ålesund vest (12302, Tueneset). Denne eies av Atlanterhavsparken og tillatelsen omfatter et flertall marine arter. Både anlegget og Atlanterhavsparken selv vil sannsynligvis eksponeres for trykkbølger fra sprenging ved Erknefluda og Djupefluda. Disse effektene bør vurderes nøye fordi innestengt fisk blir mer stresset av miljøbelastninger enn fritt svømmende fisk.

Et annet aspekt av det akustiske trykkfeltet er den så kalte partikkelbevegelsen. Denne er meget utfordrende å måle og har sannsynligvis derfor ofte blitt neglisjert når man har studert akustiske effekter på fisk og dyr i sjøen. I tillegg er bevegelsen vektoriell, hvilket kompliserer målingsprosessen. Partikkelbevegelser er meget små ($\sim \mu\text{m}$) og svake ($< \text{mm/s}$), men kan være mye større nært en detonasjon eller nært en grenseflate så som havbunn eller overflate.

Selv om betydningen av partikkelbevegelse for hørselen til fisk er godt kjent, er det først i senere år lagt frem evidens for hvor mange fisk og marine dyr som benytter seg av denne egenskapen til det akustiske feltet [5]. Partikkelbevegelsesfeltet inneholder informasjon om både avstand og retning samt annen tilstand til mat, trusler eller mulige partnere. Det er til og med slik at forskning nå peker på at partikkelrørelse faktisk er primær sans hos fisk og at hørselen har underordnet betydning [6].

Sprenging, som er en av de mest støydannende aktivitetene i sjø, fører til både kortvarige sjokkbølger og forhøyd lydeksposering, se Appendiks B og Appendiks C. For beregning av trykk dannet av sprengning er det lagt til grunn 50 kg som ladevekt per intervall (enhetsladning), som er en typisk størrelse ved utdyping av grunner. Vi har og valgt å utføre beregninger for 200 kg enhetsladning ved Kyrkjefluda dersom det her eventuelt kan trenges dypere borehull og dermed større sprengvekter. Vi har også lagt beregninger for 5 kg ladevekt per intervall for å undersøke effektene av begrenset ladestørrelse for å minke trykkbølgeamplituden i Atlanterhavsparken.

Normalt gjøres antakelsen at 10 % av energien frigjøres som akustisk trykkenergi i vannet og resterende 90 % går til å knuse fjell. Under kystverkets utdypingsprosjekter i Grenland og Kragerø har det vist seg at denne energifordelingen kun gjelder ved effektiv fordemming av sprenghullene [7]. Hvis sprenging skjer med svak fordemming (eller helt uten) kan 20 % av energien gå til trykkenergi i vannet og 80 % til fjellknusing. Dette forholdstall vil gi konservative risikovurderinger og er derfor benyttet i sprengningsberegningene i denne rapporten. Til sammenligning er energifordelingen 10 % vs. 90 % beregnet og visualisert, for å enkelt kunne vurdere effekten av fordemming av salvene.

Fra kart identifiseres omtrentlige punkter for sprenging i forbindelse med utdyping av de fem utdypingsområdene (Tabell 1). Trykkfeltet beregnes i henhold til metodikken beskrevet i Appendiks B og C.

Tabell 1. Plasseringer av sprengladninger som ble brukt i analysen. Koordinater er gitt i UTM33. For tiltaksområde 3 (Svædet) er det sannsynligvis ikke aktuelt med sprenging da bunnforholdene hovedsakelig er løsmasser.

ID	Tiltaksområde	Koordinater [UTM-33]		Enhetsladning	Fraksjon energi til trykk [%]
1	Erknefluda	E 40461	N 6958387	50 kg / 5 kg	20 og 10
2	Djupefluda	E 38913	N 6957361	50 kg	20 og 10
3	Svædet	E 28398	N 6954176	----	---
4	Kyrkjefluda	E 26003	N 6951437	50 kg / 200 kg	20 og 10
5	Skinnabrokleia nord	E 22732	N 6946484	50 kg	20 og 10
6	Skinnabrokleia sør	E 22507	N 6945802	50 kg	20 og 10

1.1.2 Graving og dumping

I tillegg til sprengning og påfølgende sjokkbølger med kort eksponering, må også langvarig økt lydeksponering fra anleggsfasen vurderes fra et risikoperspektiv. Slik lydeksponering forårsakes for eksempel av støydannende tiltak som graving, dumping, peling og boring. Forutsetninger for beregninger av langvarig lydeksponering fra planlagte tiltak er gitt i Tabell 2, der støykilden antas å være lokalisert ved midtpunktet til hvert tiltaksområde.

Multiconsult har lang erfaring med vurdering av akustisk forurensing, og har samlet erfaringer med lydkilder fra mange prosjekter fra luftakustikk. Det er mulig å skalere disse kildene til ekvivalente kilder i vann (C.4). Kildestyrkene er blitt sammenlignet med annen litteratur [8, 9, 10, 11, 12, 13, 14] og validert med målinger [15]. Disse kildene, sammen med metodikken som er beskrevet i Appendiks C, ligger til grunn for beregninger av langvarig økt lydeksponering i foreliggende rapport.

Tabell 2. Plassering og lydnivåer til lydkilder ved tiltaksområdene som er identifisert som sjødeponier. Koordinater er gitt i UTM33, og styrken til lydkilden (S_0) er gitt i dB relativt til $1 \mu\text{Pa}$. Aktivitetsgrad per døgn er angitt i timer og fraksjon av den aktive tiden der det frembringes støy («duty cycle») er uttrykt i %. For en mer utdypet beskrivelse av kildestyrke, aktive timer og duty cycle, henvises det til Appendiks C.

Fase	Tiltak/ område	Utstyr / Maskin	S_0 [dB re 1 μPa]	Koordinater [UTM-33]		Aktive timer per døgn	Duty cycle (%)	ID
1	Graving	Gravemaskin	180	E 40461	N 6958387	12	80	Mudring Erknefluda
1	Graving	Gravemaskin	180	E 38913	N 6957361	12	80	Mudring Djupefluda
1	Graving	Gravemaskin	180	E 28398	N 6954176	12	80	Mudring Svædet
1	Graving	Gravemaskin	180	E 26003	N 6951437	12	80	Mudring Kyrkjefluda
1	Graving	Gravemaskin	180	E 22732	N 6946484	12	80	Mudring Skinnabrokleia Nord
1	Graving	Gravemaskin	180	E 22507	N 6945802	12	80	Mudring Skinnabrokleia Sør
2	Sjødeponi	Dumping	190	E 40793	N 6957158	12	20	Sjødeponi sør for Skarvøyflua
2	Sjødeponi	Dumping	190	E 25552	N 6951449	12	20	Sjødeponi Kyrkjefluda
2	Sjødeponi	Dumping	190	E 22831	N 6947312	12	20	Sjødeponi Skinnabrokleia Nord
2	Sjødeponi	Dumping	190	E 22766	N 6945814	12	20	Sjødeponi Skinnabrokleia Sør

2 Resultater

2.1 Erknefluda, Nordtaren og deponi sør for Skarvøyflua

Erknefluda er en langtrukken grunne i nord-sørlig retning som er grunnest i nord og i sør og som har et setepunkt i midten. Vanddybden ved Erknefluda varierer mellom dybdekote -9 og -20 m, og skal, ifølge plan, utdypes til kote -13 m [1]. Nordtaren er en mindre grunne sør for Erknefluda som også skal utdypes. Mudringsmassene fra disse grunnene vil bli deponert ved Sjødeponi sør for Skarvøyflua.

2.1.1 Sprengning ved Erknefluda og Nordtaren

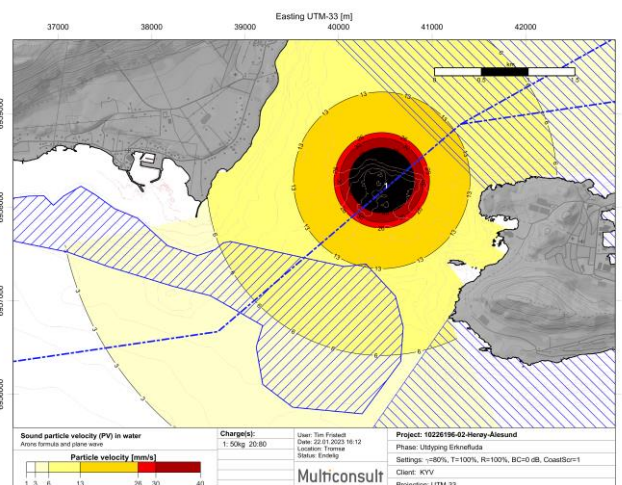
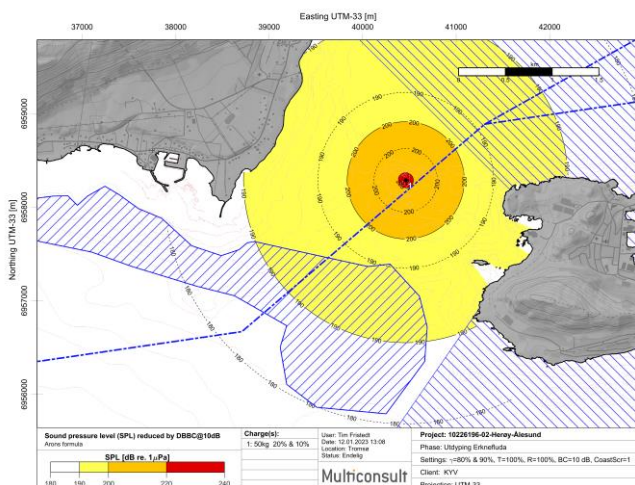
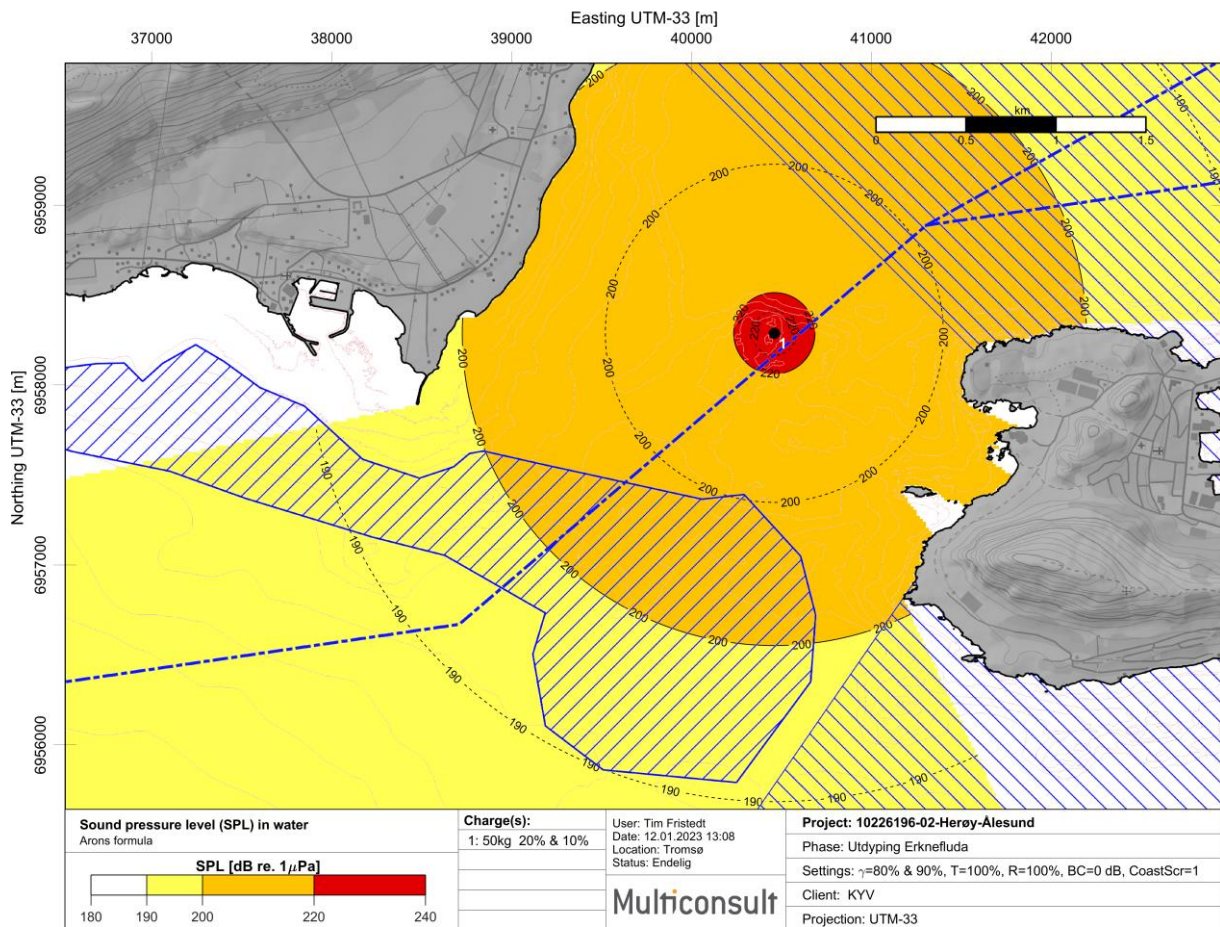
De relativt grunne vanddybdene ved Erknefluda og Nordtaren kan medføre dypere borehull enn hva som vanligvis antas, hvilket vil gi relativt sett mindre trykkeffekt i sjøen. Energidelingen er satt til 20 % akustisk energi og 80 % energi til knusing av fjell, som vil gi det mest konservative estimatet for risikoavstander. I figurene er også energifordelingen 10 % vs. 90 % lagt inn som stiplet linja for å gi et bilde av hvordan avstandene forandres ved helt tette borehull.

I Figur 2 vises beregnet trykkfelt, dannet av sprengning på 50 kg uten fordemming ved Erknefluda. Samtlige gytefelt er eksponerte med spisstrykk SPL (Sound Pressure Level) på 180 – 210 dB re 1 μ Pa. Ifølge Tabell 8 (Appendiks E) er dette et intervall der fisk sannsynligvis vil få temporære skader/terskelforskyvninger (TTS) men liten sannsynlighet for permanente skader. Innenfor et område på straks over 200 m fra sprengplass er støy nivåene så store at permanente skader (PTS) kan oppstå.

Lydtrykket ved Atlanterhavsparken ser ut til å være omtrent 200 dB re 1 μ Pa, som er et nivå der det kan forventes TTS og sannsynligvis vil fisk reagere og endre adferd. Denne aspekten omhandles mer detaljert i seksjon 2.7 der det er tatt hensyn til at lyden forplantes gjennom forskjellige medier før den når akvariene.

Ved bruk av fordemming (energifordeling 10:90) minker risikoavstandene til omtrent halvparten og alle gytefeltene ligger da utenfor området med risiko for TTS, med fortsatt risiko for endret adferd. Omtrent samme effekt vil oppnås ved bruk av boblegardin, slik at spisstrykket i de eksponerte gytefeltene ved Erknefluda og Nordtaren er rett under 190 dB re 1 μ Pa.

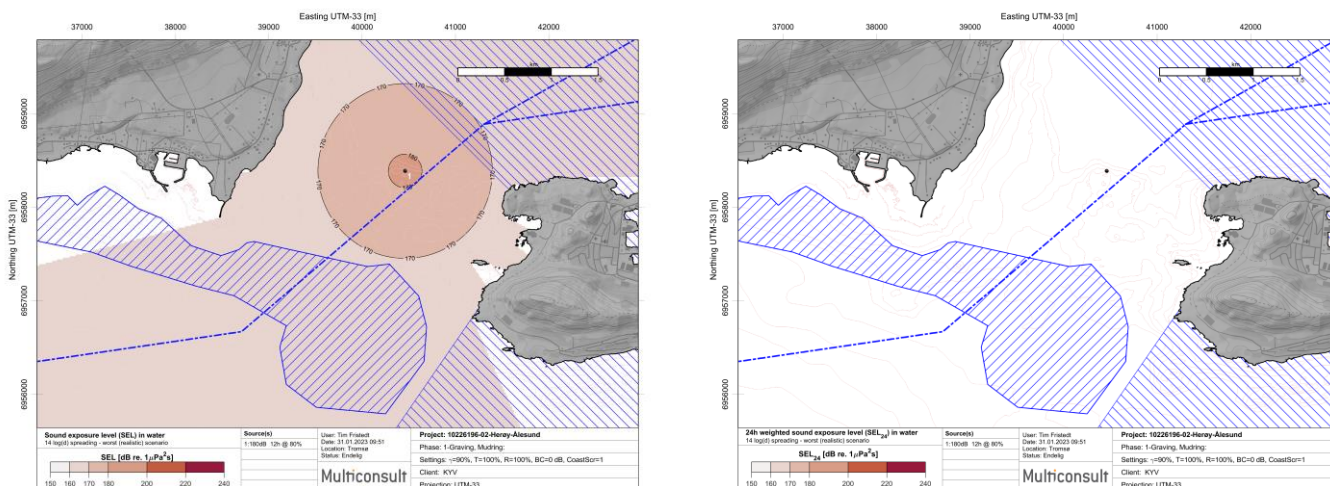
I nedre høyre panel av Figur 2 vises tilsvarende felt for partikkelbevegelse, basert på skalering der lydbølgen approksimeres slikt en plan bølge. Her vises det til omtrent samme mønster som for spisstrykk, der umiddelbar nærhet til sprengingen gir meget store hastigheter. Grensen for risikonivået «sannsynlig skade» (> 6 mm/s) går helt inn i gytefeltet sørover og mer enn 1 km inn i feltet mot nordøst.



Figur 2: Resultat av analyse av sprengning i Erknefluda. Øvre panel viser oversikt over beregnet lydfelt (Spisstrykk dB relativt til 1 μ Pa er vist i fargeskala) ved sprengning med 50 kg enhetsladning og fordemping 80%. Nedre venstre panel viser effekten av bruk av boblegardin (DBBC) og nedre høyre panel viser partikkelbevegelse. Skraverte områder indikerer gytetfelt. Stiplet linje svarer til fordemping 90%.

2.1.2 Graving ved Erkefluda og Nordtaren

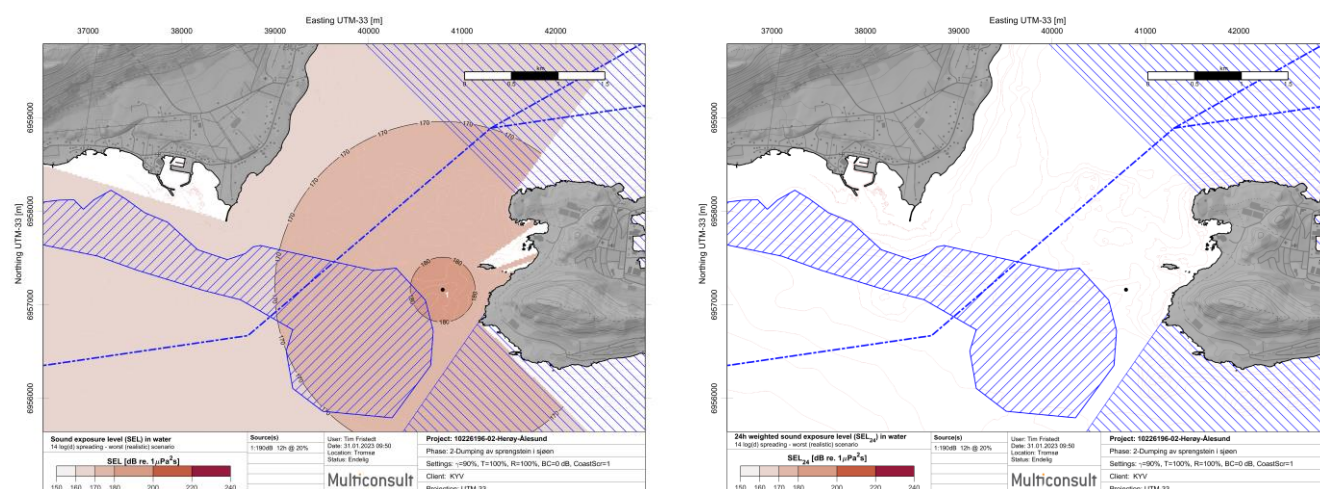
Lydeksponering fra graving ved Erkefluda vises i Figur 3. I det venstre panelet vises akkumulert lydeksponering under en dags gravearbeid (12 timer med støydannende aktivitet under 80 % av tiden). Ifølge risikonivåer til lydeksponering (Tabell 8 i Appendiks E) er det risiko for sannsynlig temporært skade (TTS) i et område med radius 150 m rundt plassen til gravingen. Da man midler lydeksponeringen over et døgn, havner nivåene under 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ og da vises heller ikke noen risikoavstander.



Figur 3: Lydeksponering over tid (SEL) i forbindelse med graving ved Erkefluda og Nordtaren. Venstre panel viser akkumulert eksponering, og høyre panel viser døgnekvivalent dose SEL₂₄.

2.1.3 Dumping sør for Skarvøyflua

For dumping av mudremasser fra Erkefluda og Nordtaren ved sjødeponi sør for Skarvøyflua, basert på 12 h arbeid med støydannende 20 % av tiden), blir risikoradius for TTS omtrent 300 m, men siden man midler over døgnet gjenstår ikke noen risiko siden nivåene er under 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Figur 4 viser lydeksponering grunnet dumping av mudringsmasser fra Erkefluda og Nordtaren ved deponiet sør for Skarvøyflua.



Figur 4: Lydeksponering grunnet dumping ved deponi sør for Skarvøyflua. Venstre panel viser akkumulert eksponering, og høyre panel viser døgnekvivalent dose SEL₂₄.

2.2 Djupefluda

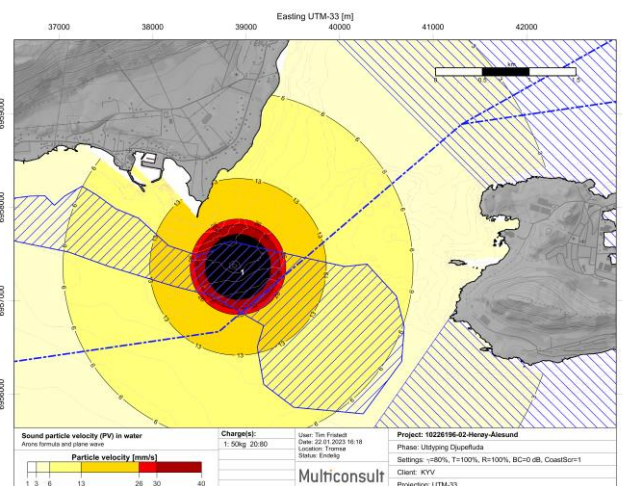
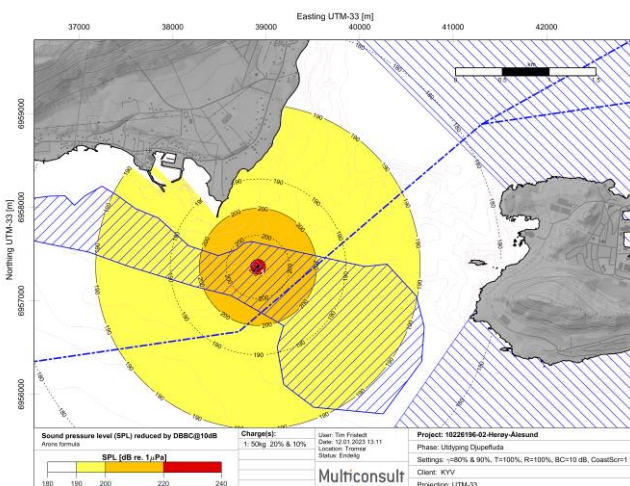
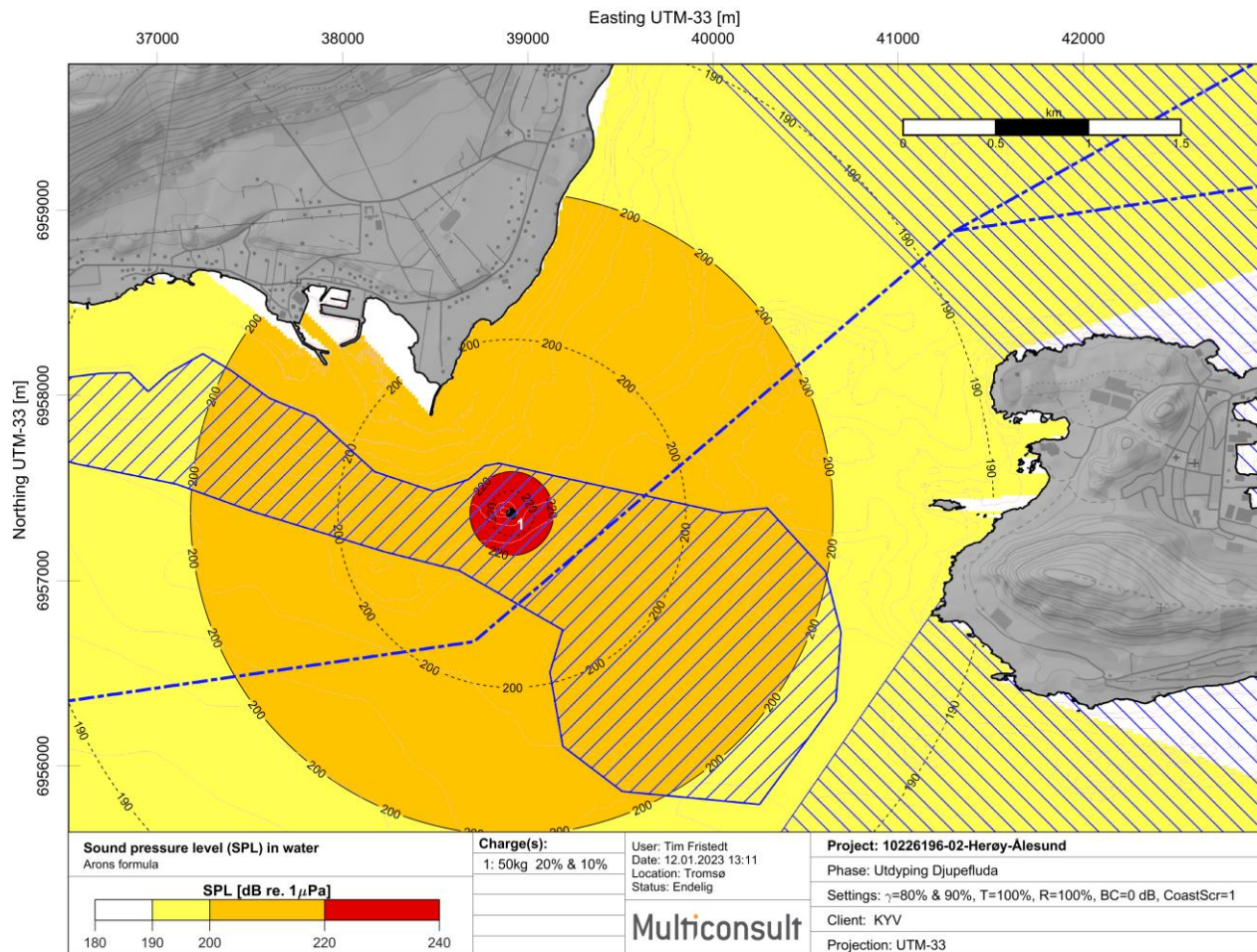
Djupefluda ligger midt inne i et gytefelt som strekker seg sør og vest for Godøya (Figur 5). Vanndybden varierer hovedsakelig mellom 12 og 25 m og det planlegges utdyping til kote -16.5 m. Selve Djupefluda kan beskrives som en stor grunne eller oppstikkende bergkoll. Omgivende sjøbunnstopografi har lite variasjon sett vekk fra nokså jevn helning til alle sider. Mangelen på søkkformasjoner og bassenglignende groper minsker muligheten for oppsamling av løsmasser [1]. Dumping av mudringsmasser fra Djupefluda vil sannsynligvis skje ved Sjødeponiet sør for Skarvøyflua (se Figur 4). Det er derfor kun beregnet trykk fra sprengning og graving ved Djupefluda og ikke noen lydeksponering fra dumping.

2.2.1 Sprenging

Ifølge beregningene strekker seg risikoområdet med sannsynlig permanent skadepotensiale (PTS) til straks over 200 m fra sprengningsstedet, og temporære effekter (TTS) til ca. 1.7 km radius fra sprengningen. Selv med en sprengvekt på 50 kg (relativt kraftig salve) når ikke de skadelige virkingene ($SPL > 200$ dB re 1 μ Pa) fra trykkpulsene frem til Ålesund eller Atlanterhavsparken.

Ved bruk av fordemming blir risikoavstandene omtrent halvert og spissttrykket ved Ålesund er under $SPL = 190$ dB re 1 μ Pa, hvilket er grensen for endret adferd/reaksjon. Det er fortsatt risiko for TTS i store deler av gytefeltet ved Godøya.

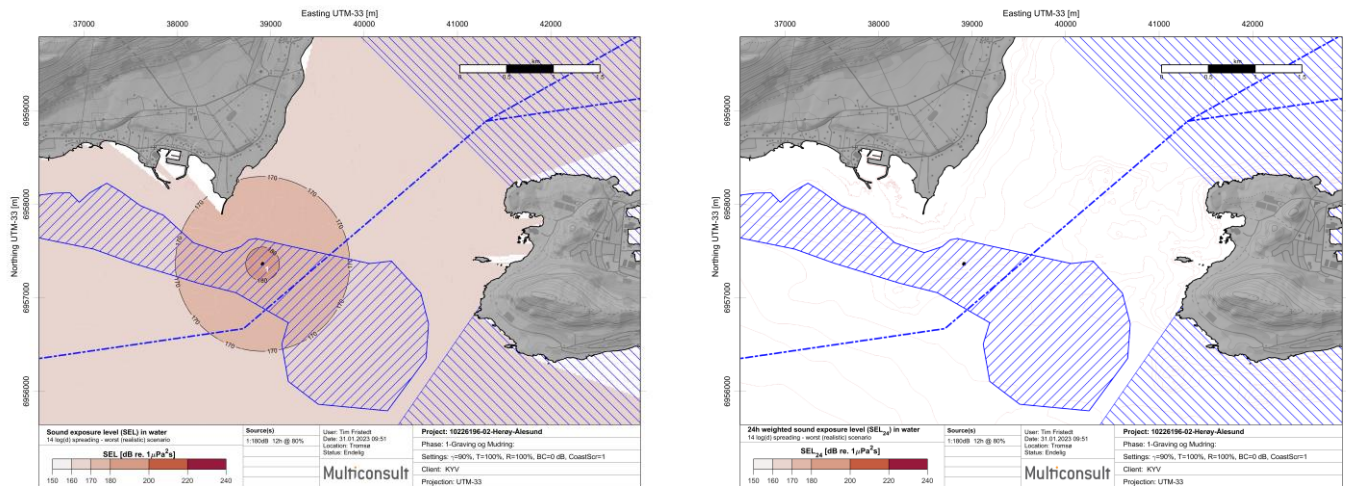
Ved bruk av boblegardin (Figur 5, nedre venstre panel) oppnås og en tydelig reduksjon av trykkeffektene, men på grunn av at Djupefluda ligger midt i gytefeltet minker ikke risikoen i gytefeltet. I nedre høyre panel av Figur 5 vises tilsvarende felt for partikkelbevegelse, basert på skalering der lydbølgen approksimeres med en plan bølge. Her vises til omtrent samme mønster som for spissttrykk, der den umiddelbare nærheten til sprengningen gir meget store hastigheter. Grensen for risikonivået «sannsynlig skade» (> 6 mm/s) forplanter seg over nesten hele gytefeltet. Risikonivået er lavt inn mot Ålesund/Atlanterhavsparken der partikkelbevegelsen er rundt 4 mm/s.



Figur 5: Resultat av analyse av sprengning ved Djupefluda med 50 kg sprengladning og fordemming 80 %. Øvre panel viser oversikt over beregnet spisstrykk (SPL). SPL (dB re 1 μ Pa) er vist i fargeskala. Nedre venstre panel viser effekten av bruk av boblegardin (DBBC) og nedre høyre panel viser partikkelbevegelse. Skraverte områder indikerer gytefelt for fisk. Stiplet linje svarer til fordemming 90%.

2.2.2 Graving ved Djupefluda

Lydeksponeringen fra graving ved Djupefluda vises i Figur 6. Her vises samme mønster som for Erknefluda der det er risiko for temporært skade (TTS) innenfor en radius på 150 m fra plassen til gravingen. Da man midler over et døgn, er nivåene under 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ og da vises ikke heller noen risikoavstander.



Figur 6: Lydeksponering over tid (SEL re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) i forbindelse med graving ved Djupefluda. Venstre panel viser akkumulert eksponering over et døgn, og høyre panel viser døgnekivalent dose SEL₂₄. Skraverte områder indikerer gytefelt for fisk.

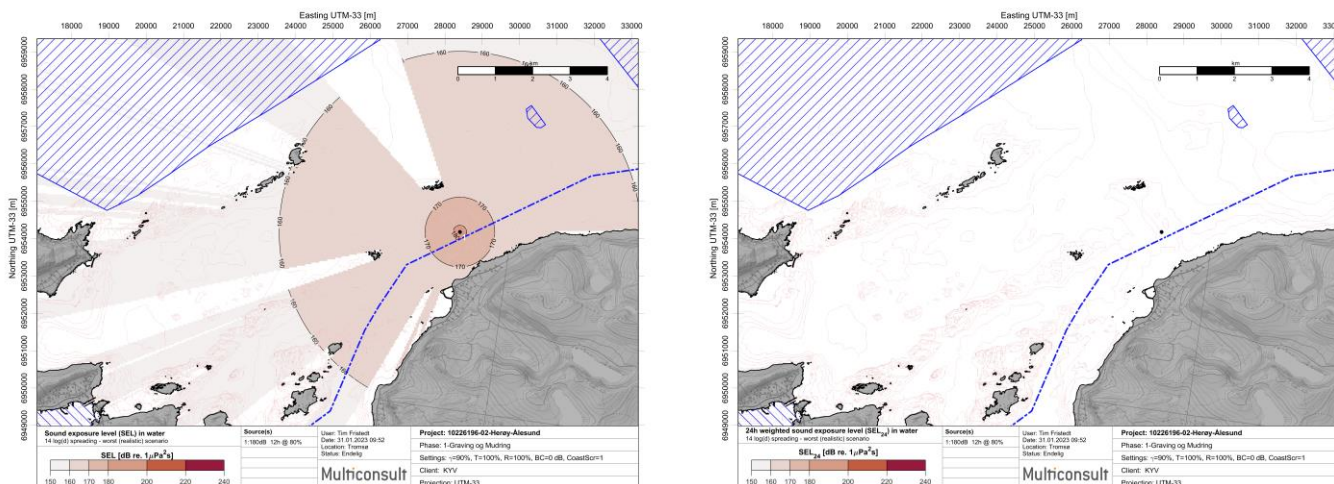
2.3 Svædet

Sjøbunnen ved Svædet er relativt flat og selve Svædet er en rygg av løsmasser som strekker seg sørøst fra Flørauden naturreservat. Ryggen ligger på dybdekote omtrent -11 m. Seismiske undersøkelser indikerer en berghorisont mellom kote -17 og -65 m [2]. Det er derfor sannsynligvis ikke nødvendig å sprengne ved Svædet, og det er ikke laget beregninger av lydforplantning knyttet til sprengning ved Svædet.

Omtrent 1 km nord nordvest for tiltaksområde Svædet ligger en gruppe skjær «Flørauden naturreservat» som er et område med særlig verdi for biologisk mangfold og som inneholder truede, sjelden og sårbar natur. Området er en viktig hekkelokalitet for sjøfugl, inkludert ærfugl, terner, måker og teist. Det samme gjelder «Eggholmen naturreservat» 2.2 km vest-sydvest for Svædet og «Sandøya-Vattøya naturreservat» omtrent 4.3 km sydvest for Svædet.

2.3.1 Graving og dumping

Lydeksponeringen over tid, dannet av graving ved Svædet vises i Figur 7. Her er det lagt til grunn 12 timers arbeidsdag med 80 % støydannende tid. Større deler av området som primært påvirkes er ikke identifisert som verneverdig unntatt Flørauden og Eggholmen naturreservat, som begge oppviser SEL-verdier under 170 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Gytedefeltene i både nordøst og nordvest er langt unna og eksponeres med lave SEL-nivåer (under 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$). Det lille gytedefeltet litt over 3 km nordøst for Svædet og Sandøya-Vattøya (4.3 km sørvest) oppviser SEL-verdier litt over 160 dB, men middelverdien over døgnet gir, som ved de andre tilfellene, lav lydeksponering (< 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$).



Figur 7: Lydeksponering over tid (SEL) i forbindelse med graving ved Svædet. Venstre panel viser akkumulert eksponering over et døgn, og høyre paneler viser døgnekvivalent dose SEL₂₄. Skraverter områder indikerer gytedefelt for fisk.

Mudringsmasser fra Svædet er antatt dumpet ved deponiet til Kyrkjefluda, og lydeksponeringen er derfor den samme som for dumping av masser fra Kyrkjefluda (seksjon 2.4.2).

2.4 Kyrkjefluda

Kyrkjefluda består av en sammenhengende bergknoll på dybdekote -6.0 til -8.0 m. Sjøbunn inntil ligger mellom kote -15.0 og -20.0 m. Mot sørvest skråer sjøbunnen ned mot kote -50.0 m, og mot vest skråer det ned mot det som identifiseres som «Sjødeponi Svædet/Kyrkjefluda». Løsmasser på sjøbunn er hovedsakelig konsentrert i groper og furer i bergknollen samt et tynt dekke av løsmasser i flate partier [2]. Ved utdypingsområdet Svædet er det relativt store avstander mellom tiltaksområdet og gytefelt eller oppdrettsanlegg. Avstanden mellom tiltaksområde Kyrkjefluda og Flørauden naturreservat er omtrent 4 km, til Eggholmen 2 km og til Sandøya-Vattøya naturreservat straks under 1 km.

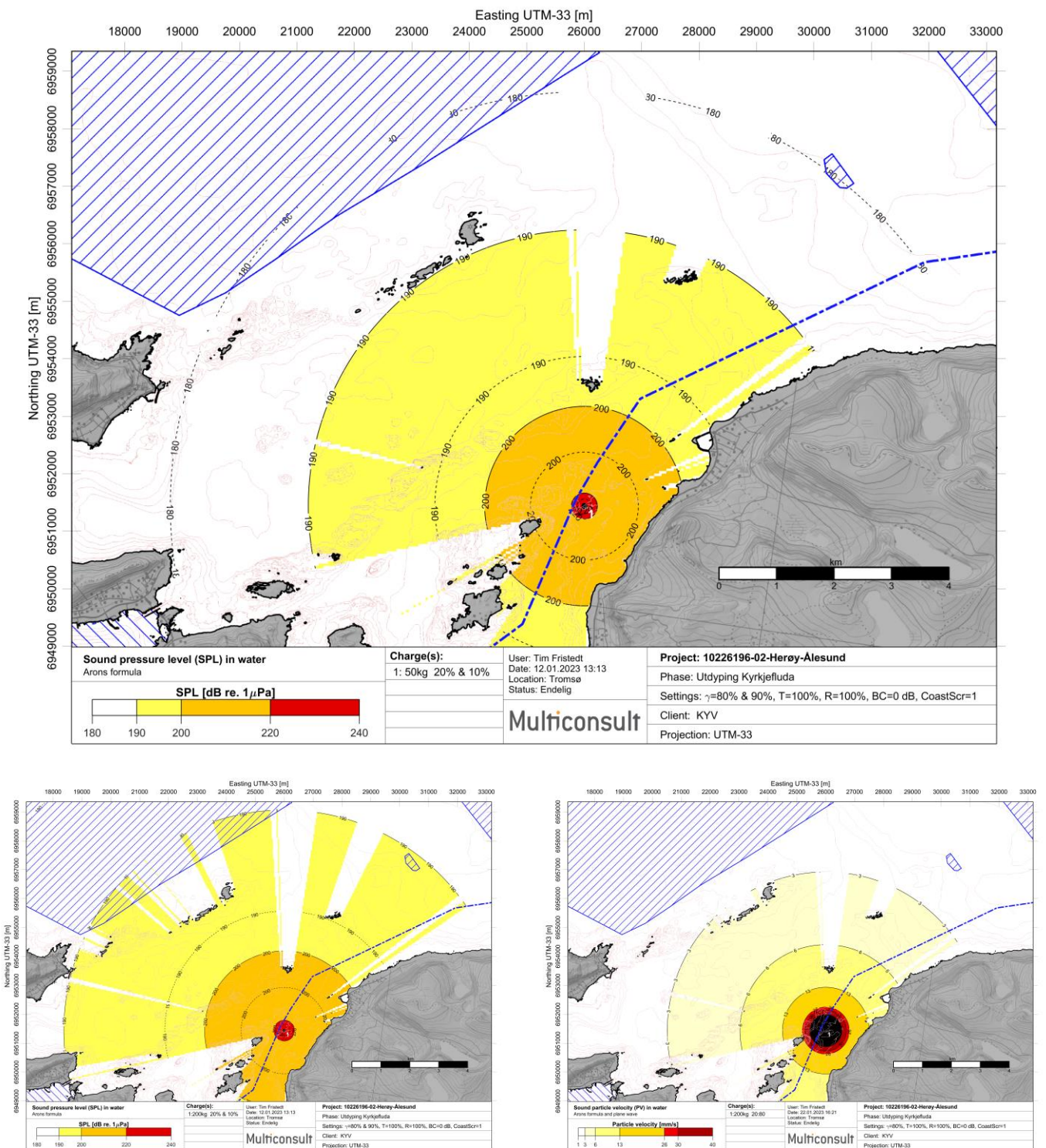
2.4.1 Sprenging ved Kyrkjefluda

Beregning av sprengtrykk ved Kyrkjefluda vises i Figur 8. Området som ligger innenfor radiusen for sannsynlig permanent skadepotensiale (PTS) er omtrent 200 m fra sprengningsstedet, og temporære effekter (TTS) når 1.7 km radius fra sprengninga, beregnet ut fra ladningsvekter om 50 kg og en fordemming på 80 % (utettede hull). Da hullene tettes krymper risikoavstandene til omtrent halvparten og da havner Sandøya-Vattøya på grensen til TTS.

Siden dybdekotene ligger mellom -6.0 og -8.0 kan det forventes relativt store ladestørrelser (opptil 200 kg). For å se på effekten av såpass store ladninger vises sprengtrykket for 200 kg enhetsladninger i Figur 8, nedre panel til venstre. Beregnet partikkelbevegelse for den samme ladevekten vises i panelet til høyre. Selv om ladestørrelsen øker med en faktor på 4 gir dette kun en økning av sprengtrykk med en faktor på 1.6 ($\sqrt[3]{4} \approx 1.59$). Området der fisk risikerer å skades temporært strekker seg i dette tilfelle 2.7 km fra sprengningspunktet.

Beregningene viser at, for 50 kg ladevekt med tette hull, havner både Eggholmen og Sandøy-Vattøya naturreservat i sonen for reaksjon og endret adferd (SPL >190 dB re 1 μ Pa), men for utettede hull økes risikoen for Sandøya-Vattøya til TTS (SPL > 200 dB re 1 μ Pa). For 200 kg ladevekt per intervall forventes SPL både i Eggholmen og naturreservatet Sandøy-Vattøya bli over 210 dB. Dette gir at ladestørrelse bør begrenses til 50 kg ved sprenging ved Kyrkjefluda.

Mønstret er omtrent likt for partikkelrørsel, der risikonivået for «sannsynlig skade» (> 6 mm/s) vokser på samme måte som trykkfeltene. Det noteres at grensen 6 mm/s er omtrent 200 m fra Eggholmen naturreservat for 50 kg enhetsladning og går omtrent 500 m forbi Eggholmen ved 200 kg.

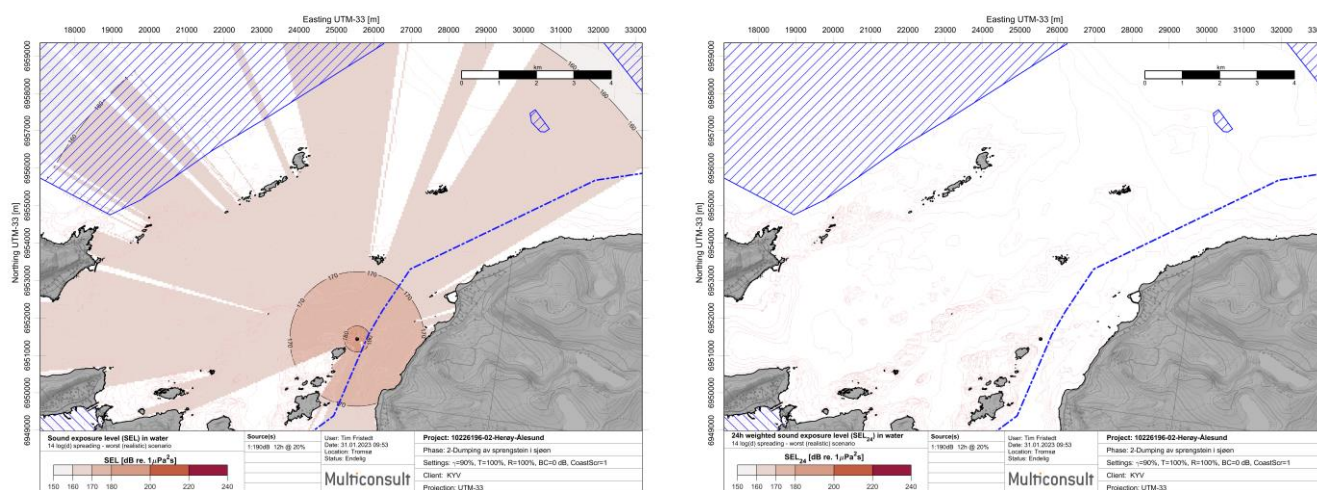


Figur 8: Resultat av analyse, sprengning ved Kyrkjefluda. Øvre panel viser oversikt over beregnet lydfelt (Spisstrykk dB relativt til 1 μ Pa er vist i fargeskala) fra sprengning med 50 kg enhetsladning og fordemming 80%. Nedre venstre panel viser effekten av 200 kg enhetsladning og nedre høyre panel viser partikkelbevegelse for samme ladevekt. Skraverte områder indikerer viktige gytefelt for fisk. Stiplet linje svarer til fordemming 90%.

2.4.2 Dumping ved Kyrkjefluda sjødeponi

For dumping av mudringsmasser ved Kyrkjefluda sjødeponi Figur 9. er lydforplantningen meget lik den ved deponiet sør for Skarvøyflua (Figur 4). Lydeksponeringsnivåene er litt høyere enn før graving og ligger noe over 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ i gytefeltet nordvest for Rundafjorden. SEL-nivåene ved Sandøya-Vattøya naturreservat er straks under 180 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ og er dermed på grensen til TTS. Flørauden naturreservat har SEL på omtrent 165 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, mens nivåene ved Eggholmen øker til litt under 170 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, hvilket indikerer endret adferd, men ikke risiko for TTS.

Døgnmidlet lydeksponering (SEL_{24}) følger samme mønster som for Skarvøyflua, nemlig at døgnmidlet lydeksponering ikke gir signifikant risikoøkning for marine organismer over lang tid.



Figur 9. Lydeksponering grunnet dumping av mudringsmasser ved Kyrkjefluda sjødeponi. Venstre panel viser akkumulert eksponering over et døgn, og høyre paneler viser døgnekvivalent dose SEL_{24} . Skraverte områder indikerer gytefelt for fisk.

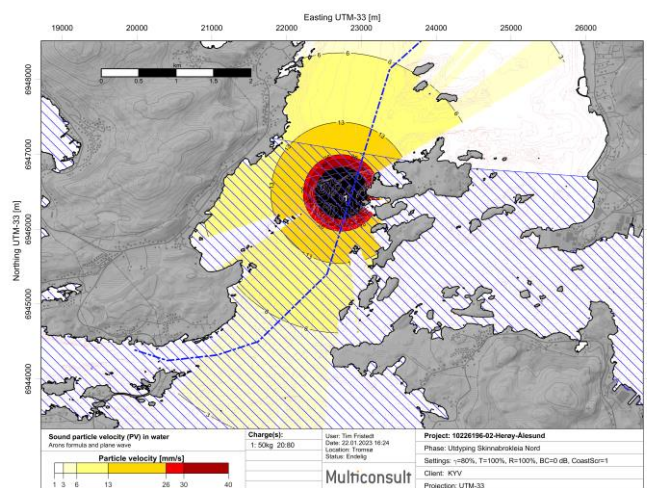
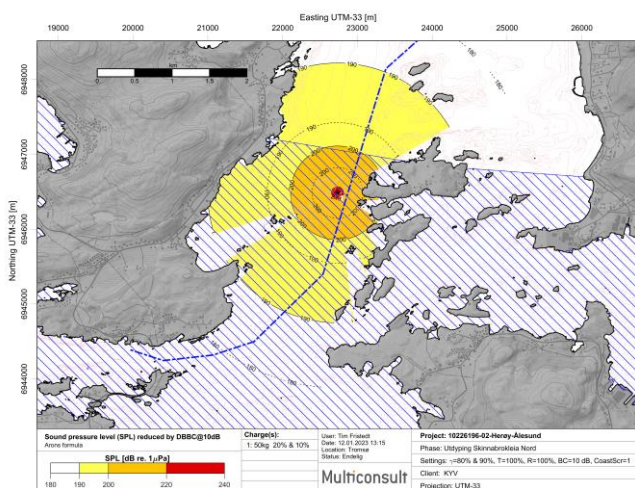
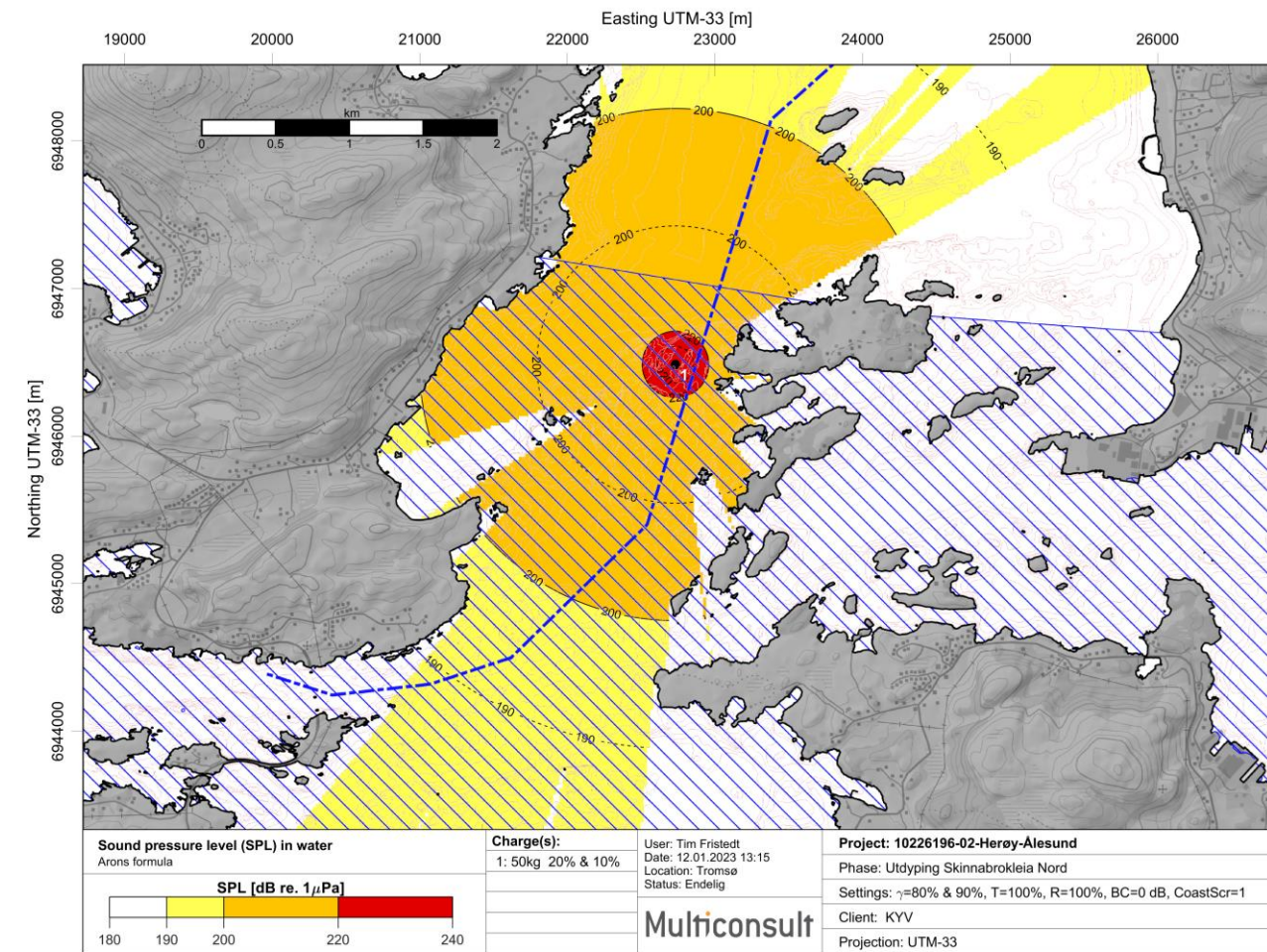
2.5 Skinnabrokleia Nord

Vanndybden ved Skinnabrokleia Nord varierer hovedsakelig mellom kote -10 m og -30 m. Like nord for avgrensing er vanddypet over 200 m, med det passende navnet Botnaløysa. Sjøbunnstopografien er nokså variert. De grunnere områdene består mest av oppstikkende bergkoller, uten nevneverdig forekomst av løsmasser. I øst, like utenfor farleden, ligger holmer og skjær som stikker over vannoverflaten. Sjøbunn i de dypere områdene har tykkere lag løsmasser og topografien er relativt flat. Mektigheten til løsmasser er størst på steder hvor bergforløpet danner bassenglignende groper som fanger opp transporterte sedimenter [3].

2.5.1 Sprengning, Skinnabrokleia Nord

Beregnet lydforplanting fra sprengningen ved Skinnabrokleia nord, med sprengvekt om 50 kg og fordemming 80 % (hel linje) og 90 % (stiplet linje) er vist i Figur 10. En stor del av gytefeltet vest for Skinnabrokleia nord og Hatløya er innafor sonen med spisstrykk over 200 dB re 1 μ Pa for utettede hull og fisk i området risikerer dermed TTS. For tattede hull minker TTS-radiusen til omtrent noen km, men risikoavstanden for endret adferd påvirker hele delen av gytefeltet som ligger i Skinnabrokleia. Det forventes både reaksjon/atferdsendring og muligens TTS i mesteparten av tiltaksområdet. PTS må forventes innenfor en radius på noen hundretall meter fra sprengningspunktet, der spisstrykket er over 220 dB re 1 μ Pa.

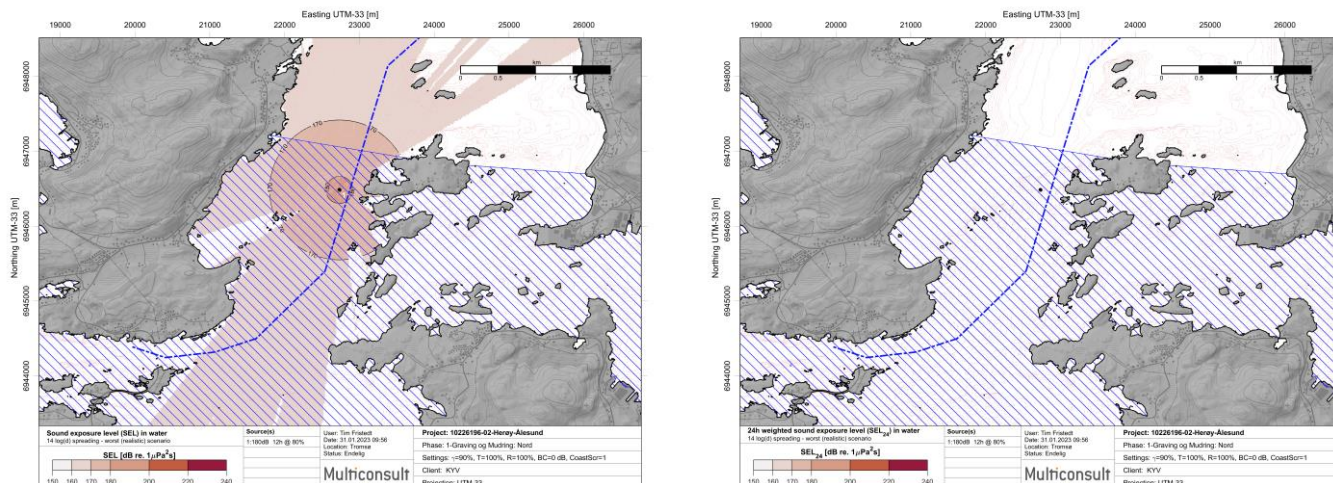
Bruk av boblegardin minker risikoavstandene noe (Figur 10, nedre panel til venstre), men store deler av Skinnabrokleia er fortsatt eksponert for trykkfelt med meget sannsynlig reaksjon og endret adferd og risiko for TTS innenfor 600 m fra sprengplass.



Figur 10: Resultat av analyse av sprengning i Skinnabrokeia Nord ved sprengning med 50 kg enhetsladning og 80 % fordemming. Øvre panel viser oversikt over beregnet lydfelt. Spisstrykk dB re $1 \mu\text{Pa}$ er vist i fargeskala. Nedre venstre panel viser effekten av bruk av boblegardin (DBBC) og nedre høyre panel viser partikkelbevegelse. Skraverte områder indikerer gytefelt for kysttorsk. Stiplet linje svarer til 90 % fordemming.

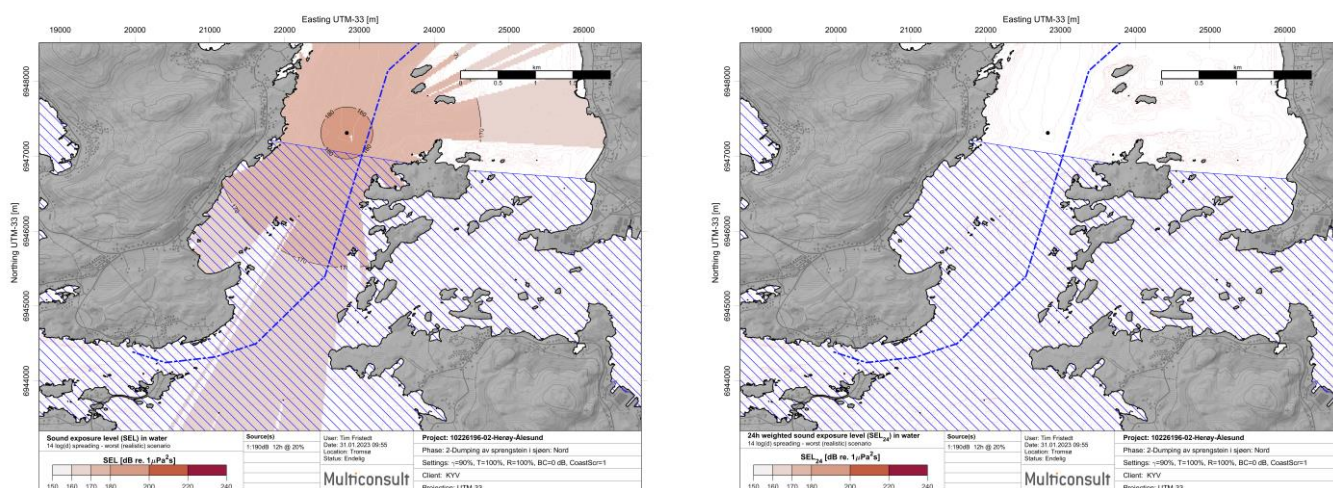
2.5.2 Graving ved Skinnabrokleia Nord og dumping ved Sjødeponi Skinnabrokleia Nord

Beregning av lydeksponering grunnet graving av mudremasser fra Skinnabrokleia Nord vises i Figur 11. Det forventes TTS innenfor 150 m, og endret adferd innenfor 1 km fra lydkilden. Døgnmidlet SEL_{24} er lav ($< 150 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$) og vises derfor ikke som risikoavstand (høyre panel i Figur 11).



Figur 11: Lydeksponering over tid (SEL) i forbindelse med graving ved Skinnabrokleia Nord. Venstre panel viser akkumulert eksponering, og høyre panel viser døgnekvivalent dose SEL_{24} . Skraverte områder indikerer gytefelt for kysttorsk.

Det er antatt at mudringsmasser fra Skinnabrokleia Nord vil bli dumpet ved Sjødeponi Skinnabrokleia Nord (Figur 11), og akkumulert lydeksponering fra denne aktivitet er høyere enn eksponeringen fra graving. Her er risikoavstanden for TTS innenfor 400 m fra dumpestedet. Døgnmidlet SEL_{24} er tilstrekkelig lav til at risikoavstand ikke foreligger.



Figur 12: Lydeksponering over tid (SEL) i forbindelse med dumping ved sjødeponi Skinnabrokleia Nord. Venstre panel viser akkumulert eksponering, og høyre panel viser døgnekvivalent dose SEL_{24} . Skraverte områder indikerer gytefelt for kysttorsk.

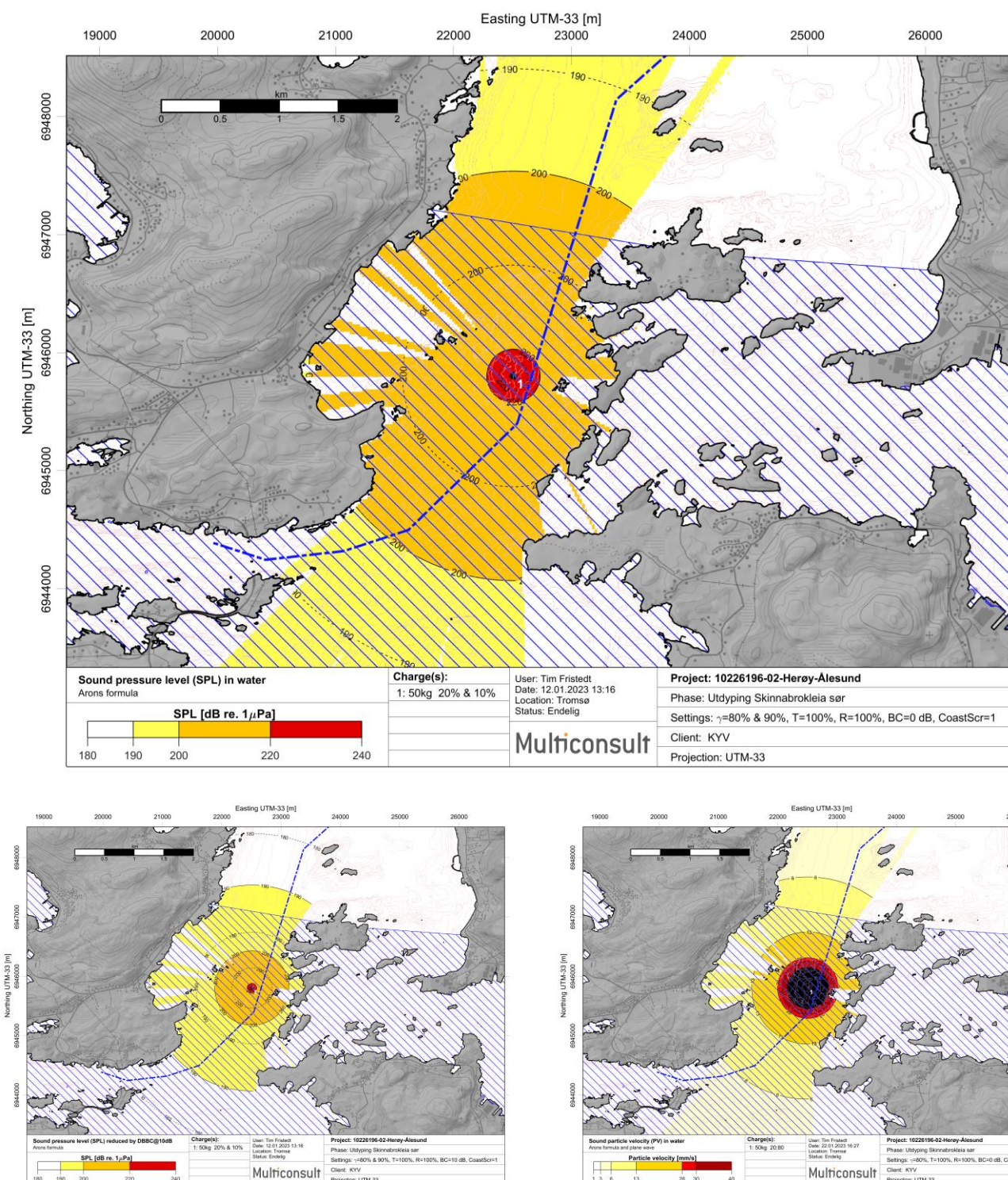
2.6 Skinnabrokleia Sør

Delområde Skinnabrokleia Sør ligger innenfor registrert gytefelt for torsk (Figur 13). Videre er det registrert flere områder med ålegress ved Hatløya. Rapport fra Niva [16] anslår ålegressområdene til verdi C, men etter DN-håndbok burde de være vurdert til høyere nivå, B, siden ålegressområder ligger nært kjente gyteplasser, hvilket er tilfelle ved både Skinnabrokleia Nord og Sør. Ålegress og skjellsand vurderes å ha henholdsvis stor og middels verdi [2].

2.6.1 Sprengning ved Skinnabrokleia Sør

Sprengningsresultatene vises i Figur 13 og gjenspeiler samme karakteristikk som beregningene for sprenginger ved Skinnabrokleia Nord (Figur 10). På samme måte er en stor del av gytefeltet vest for Borgarøya og Hatløya innenfor sonen med spisstrykk over 200 dB re 1 μ Pa for utettede hull og det er dermed risiko for TTS. For tette hull minker TTS-radiusen til omtrent en km, men det er allikevel risiko for endret adferd i hele delen av gytefeltet som ligger i Skinnabrokleia. Det må forventes både reaksjon og atferdsendring hos fisk, og TTS vil kunne oppstå i mesteparten av tiltaksområdet. PTS må forventes innenfor en radius på noen hundre meter fra sprengningspunktet, der spisstrykket er over 220 dB re 1 μ Pa.

Bruk av boblegardin minker risikoavstandene noe (Figur 13, nedre panel til venstre), men store deler av Skinnabrokleia er også ved bru av boblegardin eksponert for trykkfelt med meget stor sannsynlighet for reaksjon og endret adferd og risiko for TTS innenfor 600 m fra sprengplass.



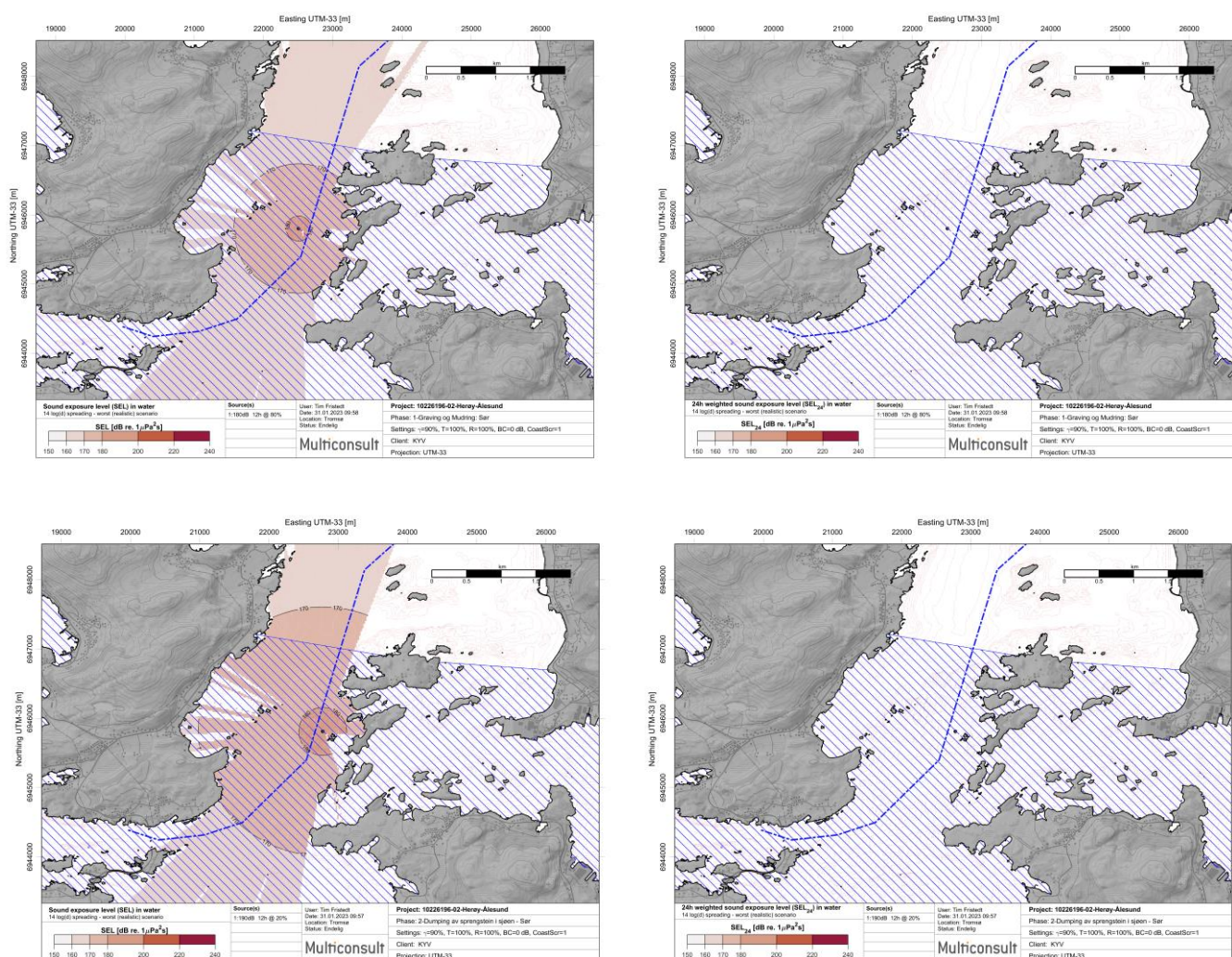
Figur 13: Resultat av analyse av sprengning ved Skinnabrokeia Sør ved sprengning med 50 kg enhetsladning og fordemping 80 %. Øvre panel viser oversikt over beregnet lydfelt (Spisstrykk dB relativt til 1 μ Pa er vist i fargeskala). Nedre venstre panel viser effekten av bruk av boblegardin (DBBC) og nedre høyre panel viser partikkelbevegelse. Skraverte områder indikerer gytefelt for kysttorsk. Stiplet linje svarer til 90 % fordemping.

2.6.2 Graving ved Skinnabrokleia Sør og dumping ved Sjødeponi Skinnabrokleia Sør

Lydeksponering fra graving av mudringsmasser ved Skinnabrokleia Sør samt dumping ved Sjødeponiet Skinnabrokleia Sør vises i Figur 14.

Beregning av akkumulert lydeksponering gir at det forventes TTS på en avstand på omtrent 150 m, og muligens endret adferd innenfor 1 km radius fra gravestedet. Det noteres at hele dette risikoområdet er inne i gytefeltet. Døgnet midlet SEL_{24} er under 150 dB re 1 $\mu Pa^2 s$, og det vises derfor ikke noen risikoavstander eller SEL-verdier i øvre høyre panel i Figur 14.

Akkumulert lydeksponering fra dumping av mudremasser i Sjødeponi Skinnabrokleia Sør (nedre to paneler i Figur 14) er noe høyere enn effektene fra graving ved sprengstedet. Til liks med Sjødeponiet Skinnabrokleia Nord er risikoavstandene for TTS innenfor 400 m fra dumpestedet. Døgnet midlet SEL_{24} er under 150 dB re 1 $\mu Pa^2 s$ og risikoavstand er ikke mulig å beregne.



Figur 14: Lydeksponering over tid (SEL) i forbindelse med arbeid i Skinnabrokleia sør. Øvre paneler viser lydeksponering grunnet graving/mudring. Nedre paneler viser eksponering grunnet dumping ved Sjødeponi Skinnabrokleia Sør. Venstre paneler viser akkumulert eksponering, og høyre paneler viser døgnekvivalent SEL_{24} . Skraverte områder indikerer gytefelt for kysttorsk.

2.7 Atlanterhavsparken

2.7.1 Vibrasjoner i bygg

Atlanterhavsparken ligger ca. 1500 m fra planlagt sprengningssted. Byggverkets grenseverdi for sprengningsvibrasjoner kan beregnes mht. byggverkets fundamentering, byggematerialer, type bygg, avstand og vibrasjonskilde, iht. NS8141-1:2022. For Atlanterhavsparken er grenseverdi for vibrasjoner beregnet med bakgrunn i følgende opplysninger:

- Byggverket er fundamentert med betong eller murverk på berg
- Byggverket kan karakteriseres som spesielt følsom for sprengningsvibrasjoner
- Byggverket ligger 1500 m fra sprengningskilden

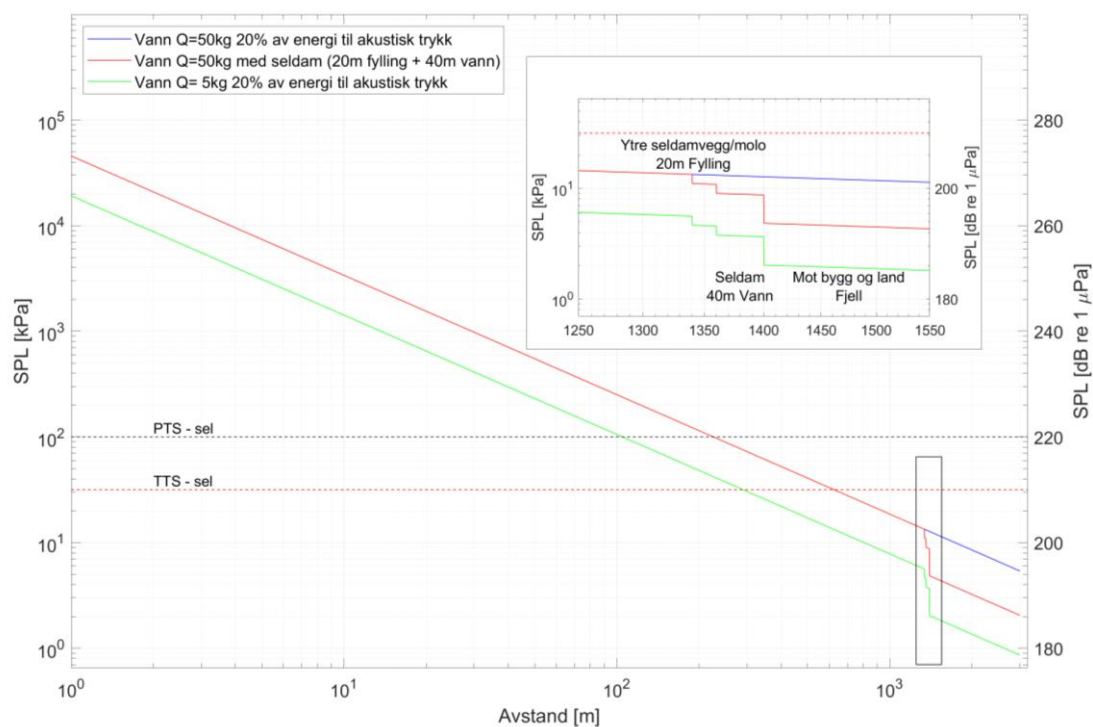
Med bakgrunn i dette er grenseverdi for sprengningsvibrasjoner beregnet til 17,5 mm/s. Eventuell måling av vibrasjoner må gjøres i byggverkets fundament der vibrasjonene forventes å komme inn i byggverket. Vibrasjonsmålinger må utføres iht. NS8141-1:2022.

Enhetsladning i kilogram per tennerintervall kan beregnes med bakgrunn i ladningskoeffisient, avstand til berørte byggverk og byggverkens grenseverdier for vibrasjoner. Den en avstand på 1500 m og grenseverdi for vibrasjoner på 17,5 mm/s vil beregnet enhetsladning bli svært høy, og overskride enhetsladning lagt til grunn for beregning av trykk med en faktor på mer enn 100. Med en enhetsladning på 50 kg per tennerintervall og en avstand på 1500 m, forventes målte vibrasjoner på Atlanterhavsparken å være under ca. 1 mm/s.

2.7.2 Trykkpåkjønning

Trykkpåkjønning kommer også at påvirke andre deler av Atlanterhavsparken som er eksponert mot sjøen i retning Erkefluda. Trykkbølgen fra sprengningene kommer at gå igjennom moloen som omfatter seldammen. I grenseflatene mellom sjøvann og fyllingen i moloen skjer en refleksjon og transmisjon av lydenergien, se Appendiks C.5. Sjokkbølgen forplantes etter dette videre inn mot de sentrale delene av Atlanterhavsparken igjennom fjell/bygninger og akvarier. I Figur 15 vises dette som et snitt fra sprengplass og videre inn mot omfatningsmolo rundt selbassenget (omtrent 20 m tykk) som er antatt oppbygd av hovedsaklig sprengstein 0/400. Selbassenget inneholder sjøvann og er omtrent 40 m bred etter dette antas grenseflaten være mot fjell og øvrige bygg i betong.

Fra Figur 15 ser man at det ikke foreligger noen risiko for hverken PTS/TTS hos selene i dammen dersom SPL-beregnes til å være minst 10 dB under TTS-grensen på 212 dB re 1 μ Pa, [17, 18, 19]. For selene i selbassenget kommer et lydtrykk på omtrent 200 dB eventuelt kunne årsake en reaksjon og mulig endret adferd. Da sjokkbølgen forplanter seg videre mot det indre av Atlanterparken og akvariene med fisk, faller lydtrykket ytterligere (til omtrent 190 dB). Dette nivået har liten sannsynlighet for å kunne årsake TTS hos fisk og er på grensen til at man kan forvente at fisk endrer adferd. Til sammenligning har beregning med 5 kg sprengvekt lagts inn i figuren for å vise at en slik reduksjon i sprengvekt ikke forbedrer risikobildet noe særlig. Trykknivået in mot akvariene er fortsatt høy nok, for at fisk skal detektere og reagere på sprengningen.



Figur 15. Beregning av lydtrykk ved seldammen i Atlanterhavsparken 1340m fra sprengplass. Blå linje er 50 kg sprengvekt og energifordeling 20 % til akustisk trykk. Rød linje tar hensyn til energitap ved grenseflatene sjøvann/molo (1340m), molo/sjøvann (1360m) og sjøvann/fjell (1400m). Grønn linje tilsvarer 5 kg sprengvekt og energifordeling 20 % til akustisk trykk. Sort firkant i nedre høyre hjørne er zoomet inn i panel oppe til høyre. SPL-risikonivåer for TTS og PTS for sel er innlagte som stiplede linjer.

3 Konklusjon

Tabell 3 og Tabell 4 gir et samlet bilde av resultatene fra beregninger av spisstrykk (SPL) og lydeksponering (SEL). Fokus i denne sammenstillingen er å vurdere eksponering inne i, eller nært gytefelt eller andre områder med identifisert høy naturverdi, f.eks. naturreservat.

3.1 Risiko ved sprengning og anbefalte tiltak

Fisk som oppholder seg i umiddelbar nærhet (et par hundre meter) til sprengninger med 50 kg enhetsladning vil bli utsatt for spisstrykk over 220 dB re 1 μ Pa (sonen «meget sannsynlig permanent» eller verre) uansett om fordemming brukes eller ikke. I sonen mellom noen 100m (200m) meter og omtrent 1000m (1500m) fra sprengningspunktet er spisstrykket mellom 200 og 220 dB re 1 μ Pa og fisk er eksponert for «sannsynlig temporær skade», for henholdsvis tette (utette) hull. Det er mulig å kreve dette som et av flere mulige avbøtende tiltak.

Beregningene er basert på at maks ladestørrelse per sprengningsintervall er 50 kg. For Kyrkjefluda vurdertes også 200 kg, men det anbefales ikke å øke sprengvekt på denne lokalitet dersom tiltaksplassen ligger nært to naturreservat med høye naturverdier.

Ved alle sprengninger anbefales det til å bruke skremselsalver for å gi fisk mulighet til å forflytte seg vekk fra lydkilden, og dermed unngå skader nært detonasjonen. Det kan og noteres at ved sprengninger ifb. med Kystverkets utdyping av innseiling til Kragerø kom sel til sprengplassen direkte etter at en salve fyrets av. Skremselsalver kan dermed øke skaderisiko for sel i området samtidig som den minker eventuelle risiko for fisk. Dette bør vurderes ifb. med salveplanlegging.

I tidligere prosjekter i Kystverkets regi har det vist seg at det skjer maksimalt én større sprengning per dag, men ofte mer sjelden [17, 20]. Vi antar derfor at sprengningene kan betraktes som enkelthendelser og det er vurdert at det ikke er vesentlig økt lydeksponering over tid da dyreliv får tid og restituere under minst ett døgn.

Tabell 3. Oversikt typiske risikoer og risikoavstander ifm. sprengning for de 6 tiltaksområdene. Vurderte risikoer er «Sannsynlig endret adferd», «Temporær terskelforskyving (TTS)» og «Permanent terskelforskyving (PTS)». I tabellen vises både tette ($\gamma=90\%$) og utette ($\gamma=80\%$) hull og forhold uten og med boblegardin som demper antas dempe 10 dB (+ BC).

Aktivitet	Sprengning				
	Sannsynlig endret adferd (<190 dB)	TTS (>200 dB)		PTS (>220 dB)	
		$\gamma=80$ // $\gamma=80 + BC$	$\gamma=90$ // $\gamma=90 + BC$	$\gamma=80$ // $\gamma=80 + BC$	$\gamma=90$ // $\gamma=90 + BC$
Tiltaksområde					
Erknefluda	Store deler av gytefelt	1.7km // 600m	1000m // 350m Deler av gytefelt	230m // 80m	120m // 50m
Djupefluda	Store deler av gytefelt	1.7km // 600m	1000m // 350m Deler av gytefelt	230m // 80m	120m // 50m
Svædet*	-----	-----	-----	-----	-----
Kyrkjefluda, 50 kg	Eggholmen, Sandøya	1.7km // 600m	1000m // 350m	230m // 80m	120m // 50m
Kyrkjefluda, 200 kg	Eggholmen, Sandøya	2.7 km // 1km	1500m // 540m	360m // 130m	200m // 70m
Skinnabrokleia Nord	Store deler av gytefelt, tare og ålegress	1.7km // 600m	1000m // 350m Store deler av gytefelt	230m // 80m	120m // 50m
Skinnabrokleia Sør	Store deler av gytefelt, tare og ålegress	1.7km // 600m	1000m // 350m. Helt inne i gytefelt	230m // 80m	120m // 50m

3.2 Risiko ved anleggsaktiviteter, som foregår over tid

I tillegg til lydtrykk fra sprengning, vil det ifølge modellen, bli lydnivåer som fisk kan høre og reagere på under hele anleggsfasen i hele anleggsområdet. Hva dette vil si for populasjonene i området er svært vanskelig å vurdere i detalj. Larver og egg er mer motstandskraftige mot lyd og vibrasjoner enn voksen fisk. De har naturlig stor dødelighet, og for populasjonene spiller kanskje ikke den ekstra lydbelastingen noen betydelig rolle. Juvenil fisk er mer følsom fysiologisk, og er mer habitatavhengige enn voksen fisk. Eksempelvis har hele Skinnabrokleia store områder med tare og ålegress, som er viktige oppvekstområder for mange marine arter. Det kan derfor ikke utelukkes at juvenile populasjoner i området vil rammes hardt ved langvarig og høy lydeksposering over flere gyte- og oppvekstsykluser.

Tabell 4. Oversikt over typiske risikoer og risikoavstander for lydeksposering frembragt av undervannsaktiviteter med varig lyd for de 6 tiltaksområdene. Vurderte risikoer er «Sannsynlig endret adferd» og «Temporær terskelforskyving (TTS)».

Tiltaksområde	Graving og dumping	
	Sannsynlig endret adferd	TTS
Erknefluda	Atlanterhavsparken, Meget store deler av gytefelt	150 - 300 m
Djupefluda	Meget store deler av gytefelt	150 – 300 m, helt inne i gytefelt
Svædet	Hele Rundafjorden	Lave nivåer, unntatt Flørauden
Kyrkjefluda	Hele Rundafjorden, Eggholmen, Sandøya	Lave nivåer, unntatt Eggholmen
Skinnabrokleia Nord	Store deler av gytefelt og inn i Rundafjorden	400 m utenfor gytefelt
Skinnabrokleia Sør	Store deler av gytefelt og inn i Rundafjorden	400 m helt inne i gytefelt

3.3 Erknefluda

Forutsatt at det stelles krav til tette hull i tiltaksområde Erknefluda og Nordtaren er effektene på gytefeltene begrenset til «reaksjon/endret adferd». Den gjenstående viktigste hydroakustiske risikoen for sprengning i dette området er sannsynligvis nærheten til Atlanterhavsparken og dennes akvarium og oppdrettsanlegg. Dyr i merder eller i akvarium kan ikke bevege seg vekk fra lydkilder, selv om de ønsker, og det er kjent at stressnivåene øker markant i forbindelse med dette. Beregningene viser at transmisjonsdemping av sjokkbølgen i grenseflateovergangene mellom vann/fylling og vann/fjell gjør at risikonivået i Atlanterhavsparkens er begrenset til «reaksjon/endret adferd» både i den ytre seldammen og i de indre akvariene. Hvis man ønsker å minke trykkeffektene mer kan man bruke boblegardin. Et slikt tiltak antas minke spissstrykket i vannet med minst 10 dB. Montering av boblegardin kan være vanskelig å få til ved sprengplassene ved grunnene, i mer eller mindre åpen sjø. Alternativt kan man gjøre det omvendte, og beskytte stedet der fisken er. Dette ble prøvd under sprenginger for tunneldriving i sentrale Göteborg. En SMS-styrt boblegardin ble plassert i Universeum sine akvarier¹ for å dempe trykkpåkjenning på fisk fra sprengingene. I tillegg til å dempe trykkbølgen, mener personal på Universeum at boblegardinen ga en beroligende effekt på fisken, siden den ble varslet sjokkbølgen. Det kan være fornuftig å beskytte hele Atlanterhavsparken både under sprenging og dumping, som begge danner lyd under korte tidsrom. Man bør i det minste initialt sikkerstille at nivåene er i henhold til beregnede nivåer gjennom å måle trykk utenfor Atlanterhavsparken og i seldammen.

¹ <https://www.trafikverket.se/nara-dig/Vastra-gotaland/vi-bygger-och-forbattrar/Vastlanken---smidigare-pendling-och-effektivare-trafik/aktuellt-i-ditt-omrade/deletapp-korsvagen/nyheter-korsvagen/2020-06/luft-gor-livet-lattare-for-fiskarna/>

3.4 Djupefluda

Siden Djupefluda ligger i et gytefelt bør man begrense sprengingstiltak til tider utenom gyteperioder. Topografien rundt Djupefluda er åpen og det er derfor grunn til å begrense ladevekter og stille krav om tette borehull/fordemming for å minke trykkløsligheten som ellers forplanter i alle retninger i gytefeltet.

3.5 Kyrkjefluda

For Kyrkjefluda vurdertes ladestørrelser opp til 200 kg som en følge av mulige lengere palsprengninger. Denne ladestørrelse gir naturlig større risikoområder enn for «standard ladning» på 50 kg per intervall. Grunnet den korte avstanden til Sandøya-Vattøya naturreservat bør maksimal ladestørrelse settes til 50 kg. På samme måte som for Svædet bør både sprenging, graving og dumping planlegges sånn at man unngår hekkeperioden mai – juli.

3.6 Svædet

På Svædet er det mest sannsynlig kun behov for graving siden bunnen er dekket av løsmasser. De store mengdene hekkende fugl i Flørauden naturreservat bør vurderes. Disse beskyttes enkelt gjennom å planlegges aktivitetene slik at man unngår graving i hekkeperioden mai – juli.

3.7 Skinnabrokleia Nord og Sør

For både Skinnabrokleia nord og sør, er det sannsynlig risiko for temporære skader (TTS) i et relativt stort område i anslutning til gytefeltet. Området er sannsynligvis et viktig oppvekstområde for ulike arter siden det er stor forekomst av både taeske og ålegress. Det forventes at denne naturtypen huser juvenil fisk som har lavere følsomhetstærskler enn voksen fisk, egg og larver. Man bør derfor planlegge sprenging og andre undervannsaktiviteter slik at de avsluttes før gyteperioden starter.

Referanser

- [1] Multiconsult, «Innseiling Ålesund Vest, tverrfaglig rapport med undersøkelser og vurderinger, Giske og Ålesund kommuner. Kystsak nr.: 2020/7578, 10218339-TVF-RAP-001,» Multiconsult, 2020.
- [2] Multiconsult, «Røyraundet til Svædet – Naturmangfold, Herøy og Ulstein kommuner, Møre og Romsdal fylke. Kystsak nr: 2020/7578,» Multiconsult, 2020.
- [3] Multiconsult, «Tiltaksområde Herøy – Ulstein, Skinnabrokleia samt innseiling Ulstein nord og Ulstein sør, Kystsak nr: 2018/3183, 417854-FELLES-RAP-001,» Multiconsult, 2018.
- [4] Multiconsult, «Tiltaksområde Herøy – Ulsteinvik, 10207066-RIG-RAP-002,» Multiconsult, 2019.
- [5] S. L. Nedelec, J. Campbell, A. N. Radford, S. D. Simpson og N. D. Merchant, «Particle motion: The missing link in underwater,» *Methods in Ecology and Evolution*, 2016.
- [6] A. N. Popper og A. D. Hawkins, «The importance of particle motion to fishes and invertebrates,» 2018.
- [7] T. Fristedt og O. Steinestø, «10224965-01 Innseiling Grenland - trykkmålinger Midtfjordbåen,» Multiconsult, 2021.
- [8] P. Ward, «Underwater noise impact study for Aberdeen Harbour Expansion Project: Impact of construction noise,» Kongsberg, Southampton, 2015.
- [9] M. H. Andersson, «Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning, Vindval rapport,» Stockholm: Naturvårdsverket, 2016.
- [10] B. M. Casper, M. B. Halvorsen, T. J. Carlson og A. N. Popper, «Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass,» *The Journal of the Acoustical Society of America*, p. 4380–4387, 2017.
- [11] L. Hatch, C. Clark, R. Merrick, S. Van Parijs, D. Ponirakis, K. Schwehr, D. Wiley og ' , «Characterizing the Relative Contributions of Large Vessels to Total Ocean Noise Fields: A Case Study Using the Gerry E. Studds Stellwagen Bank National Marine Sanctuary,» *Environmental Management*, 2008.
- [12] J. H. Miller, J. A. Nystuen og D. L. Bradley, «Ocean Noise Budgets,» *Bioacoustics*, 2008.
- [13] Popper og Hawkins, «An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes,» vol. 94, p. 692–713, 2019.
- [14] U. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, «Anthropogenic underwater noise: impacts on marine and coastal biodiversity and habitats, and mitigation and management measures,» CBD Technical Series, 2020.
- [15] T. Fristedt og P. Jansson, «10245573-01-Effekt-av-boblegardin-i-Hammerfest-havn,» Multiconsult, Tromsø, 2023.
- [16] NIVA, «Kartlegging av Ålegras (*Zostera marina*) i Møre og Romsdal i 2015 og 2016,» NIVA, 2017.
- [17] T. Fristedt, J. Vaardal-Lunde, D. Clorennec og C. Bois, «10225017-01 Hydroakustisk modellering innseiling Grenland,» Multiconsult, 2021.
- [18] B. L. Southall, J. J. Finneran, C. Reichmuth, P. E. Nachtigall, D. R. Ketten, A. E. Bowles, W. T. Ellison, D. P. Nowacek og P. L. Tyack, «Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects,» *Aquatic Mammals*, vol. 45, nr. 2, pp. 125-232, 2019.
- [19] 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.
- [20] N. Ramstad, «Sprengning på grunne 19 og 21,» Multiconsult, 2016.
- [21] M. H. Andersson, A. Nöjd og J. Carlström, «Kunskapsunderlag om undervattens-explosioner och marina djur, Teknisk rapport FOI-R--4413--SE,» *Totalförsvarets forskningsinstitut FOI*, 2017.
- [22] A. Fauske, «Undervannssprengning i nærheten av Oppdrettsanlegg – begrensninger og krav til gjennomføring,» Orica Mining Services, Fjellsprengningsteknikk, bergmekanikk/geoteknikk, 2007.
- [23] A. Arons, «Underwater explosion chock wave parameters at large distances from the charge,» *J. Acoust. Soc. Am.* 26(3), p. 343–346, 1954.
- [24] A. R. Richards og A. J. Moore , «Blast vibration course, measurement - assessment – control,» Terroc, 2005.
- [25] J. Swisdak og M. Michael, «Explosion effects and properties: Part II - Explosion effects in water, White Oak, Silver Spring,» 1987.
- [26] K. Jødestøl, C. Østby og A. M. Vik-Green, «Vurdering av behovet for ytterligere regulering av seismikk for å ivareta hensynet til marine pattedyr,» Miljødirektoratet, 2021.

- [27] M. Wahlberg og H. Westerberg, «Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms,» *Marine Ecology Progress Series*, 2005.
- [28] 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 og W. N. Tavolga, «Sound Exposure Guidelines,» Springer, Cham, 2014.
- [29] E. Grimsbø og P. H. Kvadsheim, «Sprengningsarbeider i sjø -effekter på marint liv og mulige tiltak, Fjellssprengningsteknikk, Bergmekanikk/geoteknikk,» 2018.
- [30] A. D. Hawkins og K. J. Rasmussen, «The calls of gadoid fish,» *Journal of Marine Biology Association of the U.K.*, 1978.
- [31] J. T. Nordeide og E. Kjellsby, «Sound from spawning cod at their spawning grounds,» *ICES Journal of Marine Science*, 1999.
- [32] E. Jansen, M. Prior og E. Brouns, «On the conversion between sound pressure and particle motion,» *Proc. Mtgs. Acoust*, p. 10.1121/2.0001280., 2019.
- [33] L. Hammar, A. Wikström og S. Molander, «Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod,» *Renewable Energy*, 2014.
- [34] S. C. Therrien, *In-air and underwater hearing of diving birds*, Maryland: University of Maryland, 2014.

Appendiks A. Definisjoner

Tabell 5. Oversikt over definisjoner som brukes i forbindelse med lydbølger.

Term/ forkortning/uttrykk	Forklaring	Beskrivelse
SPL (Sound pressure level)	Spisstrykk	Kortvarig lydimpuls målt i dB. Blir ofte brukt i forbindelse med sprengning.
SEL (Sound exposure level)	Lydeksponering	Langvarig lydeksponering. Denne blir brukt i forbindelse med eksponering av lyd over tid, og angis i dB integrert over tid. Det er antatt at lyd produseres en tid av døgnet, for eksempel 12 timer og at lyd oppstår en viss prosent av tiden.
SEL₂₄	Døgnvektet Lydeksponering	Middelverdi av SEL over et døgn. Dette gir et mål for å bedømme langvarige effekter som repeteres under lang tid.
Duty cycle	Tidsfraksjon da lydkilde gir lyd	Fraksjon av tiden da en aktiv lydkilde faktisk gir lyd. For eksempel, gir en pelingsmaskin lyd opp til 15% av tiden.
Work hours	Arbeidstid per døgn	Gjennomsnittlig tid per døgn som lydkilden er aktiv. For eksempel antall timer en pelingsmaskin er i bruk gjennom et døgn. Er avhengig av hvor lang arbeidsdagen er.
Høreterskel		Terskelverdi for når en art kan oppfatte lyd (spisstrykk).
Respons		Noen fisker viser forendring i atferd, som endring i svømmemønster, orientering og skremmereaksjoner
Responsterskel		Lydstyrke (dB) som kreves for å observere respons hos fisk
S0, SL, SL₀	Kildestyrke «Source level»	Styrken til lydkilden. Kilden karakteriseres med en kildestyrke i [dB re. 1µPa @ 1m], hvilket betyr at trykkfeltet er definert 1 m fra kilden. En karakteristisk egenskap for kilden, uavhengig av forplantning fra kilde til mottaker ved 1 meter.
Intervall	Tidsintervall innenfor hvilket én enhetsladning tenner.	Sprengninger er oftest utførte med flere mindre ladninger som detonerer innom korte tidsintervall (tennerintervall) for eksempel 15-30 millisekunder.
Enhetsladning	Mengden sprengmiddel som sprenges samtidig.	Total vekt på sprengladninger som detonerer innom et intervall.
TTS	Temporært terskelskift	Midlertidig hørselsskade / svekket hørsel
PTS	Permanent terskelskift	Kronisk hørselsskade - uopprettelig svekkelse av hørselen

Appendiks B. Akustikk i vann / Hydroakustikk

Lyd i vann kan på flere måter beskrives analogt med lyd i luft, men forskjellene er også store siden vann er betydelig tettere enn luft. Dette er en av grunnene til at man ikke direkte kan sammenligne lydtrykk i luft med lydtrykk i vann. Lydforplantningen i vann er på mange måter mer komplisert enn i luft, ettersom det skjer hyppige interaksjoner mellom lydfelt og grenseflatene (overflaten/bunn) i tillegg til modulasjon, refraksjon og dispersjon i selve mediet. Bølgeforplantningen er ca. 5 ganger raskere i vann enn i luft, i tillegg til at fordelingen av temperatur og salt kan gi betydelig brytning og refraksjon av lydfeltet. Lydens interaksjon med bunn avhenger i stor grad av bunntype. Hvis den er hard (fjell, stein) reflekteres mye av energien tilbake til vannet og hvis den er myk (sediment, leire, sand), kan mye akustisk energi brytes ned i bunn og dermed absorberes mer effektivt.

B.1 Trykkbeskrivelse av lyd

Normalt beskrives lyd som en trykkoscillasjon og dette er i de aller fleste tilfeller en helt tilstrekkelig tilnærming. Grunnet at trykk er angitt i Pascal [Pa] og oftest blir spredt over flere størrelsesordener er det hensiktsmessig å rapportere og visualisere støynivåer i den logaritmiske skalaen dB relativt til et referansetrykk:

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

der p er trykket og p_{ref} er et referansetrykk (1 μ Pa). Her bør noteres at for luftakustikk benyttes $p_{ref} = 20 \mu$ Pa, som representerer høreterskelen for mennesker. Dette gjør at dB-nivåene i luft blir mye lavere enn tilsvarende dB-nivå i vann, selv om kilden har samme energi/intensitetsnivå. Kilden karakteriseres med en kildestyrke i [dB re 1 μ Pa @ 1m], hvilket betyr at trykkfeltet er definert 1 m fra kilden og er en karakteristisk egenskap for selve kilden, uavhengig av forplantningsveien fra kilde til mottakerposisjon.

B.2 Spisstrykk og eksponering

Det finnes flere ulike metrikker for å karakterisere lydtrykket. Den vanligste og mest intuitive er spisstrykket (topptrykket eller Sound Pressure Level) SPL_{peak} hvilket er det maksimale avviket fra det normale trykket (middeltrykket) på en plass under en definert tid. Iblant brukes topp-til-topp verdien $SPL_{peak-peak}$ eller SPL_{pp} . I denne rapport brukes kun topptrykket SPL_{peak} da dette er velegnet for å beskrive impulsive prosesser som sprengning, peling og spunting. I hele rapporten droppes derfor «peak» og bare SPL brukes som benevnning på spisstrykket for å forenkle diskusjonen og fremheve innhold i rapporten.

For prosesser med lengre utstrekning i tid og mindre impulsive karakter, som dumping, boring og skipsfart kan andre måletall defineres: for eksempel root-mean-square-verdier: SPL_{rms} . Det er i flere tilfeller vist at relativt lave lydtrykk over en lengere tid også kan gi varige skader [21, 22], og det er da hensiktsmessig å definere lydeksponering, Sound Exposure Level (SEL) som er integralet av kvadratet til lydtrykket over et angitt tidsintervall eller hendelse (for eksempel en akustisk puls).

Lydeksponeringsnivåer uttrykkes i dB re. 1 μ Pa²s. Lydeksponeringen er et mål på energien i det akustiske feltet hvor enheten for SEL er Pa²s eller Jm⁻², dvs. energi per arealenhet.

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

Som for SPL så finnes det mange varianter på akustisk eksponering, f.eks. definisjon på et enslig peleslag (Single-strike-SEL) eller kumulative effekter som iblant anvendes for å karakterisere repetitive impulsive kilder Kumulative SEL, CSEL. I rapporten brukes benevnningen SEL for lydeksponering da det

brukes en forenklet modell basert på arbeidssyklus (*duty cycle*) til utstyret som forårsaker lyden for å kunne se på aggregerte effekter fra flere ulike plasser og aktiviteter i et område over tid.

B.3 Frekvensinnhold og støy

Trykkoscillasjonene kan beskrives som bølger, og har som alle andre bølger et spesifikt frekvensinnhold. En ren tone beskrives som en enkelt frekvens og en blanding av toner gir et spektrum. Normalt er alle naturlige lyd en kombinasjon av mange forskjellige toner siden det alltid finns et innslag av tilfeldighet i lydfortplantning i naturen. Tonenes frekvenser blandes (ofte ikke-lineært) og fordeler sin energi over et spektrum. Dette kalles frekvensutvidelse og danner et lydteppe. Hvis en lydkilde skal kunne oppfattes på avstand, må lyden fra denne trenge igjennom et slikt lydteppe. Lydnivået som utgjør den laveste basen i et spektrum kalles støy nivå og kan komme fra mange ulike lydkilder. Undervannsstøy kan beskrives som et kor, hvor lyder av forskjellig natur og opprinnelse blandes sammen:

- Naturlig støy eller geofoni er støy fra sprekker i jorden, bevegelse av marine sedimenter, vær og vind, brytende bølger, nedbør, osv.
- Biologisk støy eller biofoni er støy av biologisk opprinnelse frembragt av marin fauna.
- Antropogen støy, eller antropofoni, er den menneskeskapte støyen som skapes av maritime aktiviteter, eks. skipsfart, vibrasjoner fra bil, tog og bane, osv.

Disse lydene blandes med hverandre og danner lydkonteksten til et studieområde. Alle lydkilder bidrar til støy fra omgivelsene med variabel vekt, avhengig av frekvens, miljøforhold, menneskelige aktiviteter og lokale forhold. For at en fisk skal kunne høre en spesifikk lyd må den overstige det akustiske bakgrunnsnivået.

B.4 Partikkelbevegelse

Lyd danner materiell bevegelse som benevnes *partikkelbevegelse* og dennes deriverte benevnes *partikkelakselerasjon*. Hastigheten til partikkelbevegelsen, u kan kobles til trykket p gjennom den akustiske impedansen $Z=c\rho$ i mediet, der c er lydhastigheten og ρ tettheten.

$$u = \frac{p}{Z} = \frac{p}{c \rho} \quad (3)$$

Det er vist at flere marine arter er sensitive til den fysiske energipåvirkningen fra partikkelbevegelsen [6, 21], men fordi bevegelsen er meget vanskelig å måle er det ofte neglisjert, eller ikke nok undersøkt, i utredninger om akustisk støy i vann. Partikkelbevegelser er ofte meget små ($\sim \mu\text{m}$) og svake (ofte $< \text{mm/s}$), men kan være mye større nært en detonasjon eller nært en grenseflate. Dessuten er bevegelsen vektoriell, hvilket ytterligere kompliserer målingsprosessen. Selv om betydningen av partikkelbevegelse for hørselen til fisk er velkjent, er det først i senere år lagt frem evidens for hvor mye fisk og marine dyr benytter seg av denne egenskapen til det akustiske feltet [5], da det inneholder informasjon om både avstand, retning og annen tilstand til mat, trusler eller mulige partnere.

Appendiks C. Metodebeskrivelse

C.1 Modellering av støyutbredning

Multiconsult har utviklet en metodikk for beregning, vurdering og visualisering av støynivåer under vann, med formål å vurdere risikoen for skade på utvalgte marine dyrearter i nærheten av tiltaksområder. Lydenergi, som primært er en trykkbølge, forplanter seg i alle retninger, og den akustiske energien spres, absorberes, brytes, og reflekteres. Dette gjør at lydbølgen endrer sin signatur og, f.eks. en lydimpuls som ved kilden er kort og intens, modifiseres av det fysiske miljøet og kan på distanse oppleves mer langvarig i tid og mindre intens.

For å lage en risikovurdering er det lagt til grunn en forenklet metodikk basert på prediktering av horisontal spredning av lydbølger. Kjernen i akustisk modellering er primært geometrisk spredning av trykkenergien. For dype forhold uten interaksjon med overflate eller bunn er forplantningen sfærisk og lydintensiteten er kvadratisk minskende som funksjon av avstand ($1/d^2$), eller uttrykt som dB-skala: $20 \log_{10}(d)$. Ved grunnere forhold spres energien sylindrisk og da faller trykket i stedet som $1/d$, eller $10 \log_{10}(d)$.

Det har vist seg at sylindrisk spredning er en altfor konservativ modell med for langsomt energitap. Man måler ofte, i kystnære sammenheng, en spredningsfaktor mellom 14 og 17 $\log_{10}(d)$, hvilket kan forklares av at energitapet, sammenlignet med sylindrisk spredning ($10 \log_{10}(d)$), øker på grunn av tap mot bunn og overflate samt i volumet [21].

En realistisk lydforplantingsmodell i kystnære områder er altså en plass mellom sylindrisk og sfærisk spredning, og vi velger derfor å anvende 14 $\log_{10}(d)$ som tapskoeffisient for lydeksponeringsmodellen, for å sikre en realistisk, men konservativ modell for å estimere forplantning av lydenergi, et såkalt realistisk «worst case scenario».

Disse forutsetninger medfører at beregningene kan utføres kostnadseffektivt og gir oppdragsgivere og entreprenører relevant informasjon om hvilke maksimale enhetsladninger som kan brukes ved sprenging eller hvilken effekt eller aktive arbeidstimer som kan brukes ved peling og spunting, for å unngå skader på fisk både fra et impulsivt og et eksponeringsperspektiv.

Eksponering for lyd er oppdelt i to metoder:

- Ved forbigående impulsiv lyd beregnes et spisstrykk, *sound pressure level*, SPL. Denne metoden blir brukt ved for eksempel sprengning.
- For lyd over tid beregnes lydeksponering, *sound exposure level*, SEL. Denne brukes for arbeider som foregår over tid, for eksempel peling, spunting, dumping av stein eller andre aktiviteter i sjøen eller rundt strandkanten.

C.2 Forbigående impulsiv lyd / Sprengning

Når sprengning i fjell blir utført går noe av energien til å knuse fjell og noe går til å danne en sjokkbølge i vannet. I litteraturen beskrives stort sett fritthengende ladning i vann og i mindre grad når sprengning foregår med ladningen plassert i berg. Når ladningen bores ned i fjellet konsentreres trykket til å sprengne fjell og en mindre del av energien går til å danne trykkbølge. Dette er den fremste årsaken til at flere studier anbefaler tetting av borehull (fordemming) med pukkstein og forsinket tenning (hvert borehull sprenges for seg med en forsinkelse på sirka 20-50 ms til neste hull). Detaljene i sprengningsforløpet kan redegjøres forenklet som tre spreng-/risikosoner:

1. Nærfeltsone/dødelighetssone - Spisstrykket stiger i løpet av kort tid til flere MPa (>240 dB), men toppverdien vil halveres igjen i løpet av 1 millisekund.
2. Overgangssone/skadesone - Sannsynligheten for momentan dødelighet er liten. Fisk i overflaten eller nær bunnen kan dø. Spisstrykket er i denne sone under 1 MPa (<240 dB).
3. Fjernsone - Lyden vil bestå av mange refleksjoner og pulstrykket vil være betydelig redusert.

For beregning av spisstrykket, *sound pressure level*, *SPL*, fra kortvarig lydimpuls anvendes:

$$p = A \left(\frac{d}{\sqrt[3]{Q}} \right)^{-b} \quad (4)$$

der A er en materialkonstant, karakteristisk for ulike sprengmidler og b er en reduksjonsekspONENT, representativ for eksponentiell spredning av trykkbølgen. Ligning (4) kalles allment Arons' formel, [23], [24] og beskriver maksimalt overtrykk, p , som funksjon av ladevekt per intervall, Q [kg], avstand fra detonasjonen, d , og materialkonstanten A . Ifølge [21], og [25] varierer A mellom 50 og 60 MPa, og b mellom 1.13 og 1.19 for en lang rekke sprengstoffer og forhold. Som sammenligning kan det nevnes at for sylindrisk spredning av energi brukes $b = 1$, og for sfærisk spredning brukes $b = 2$.

Vi velger i analysen å sikre et konservativt estimat og setter $b = 1.13$, og $A = 52.4 \cdot 10^6$ Pa. Disse verdiene er representative for emulsjon som sprengstoff [20]. Det bør noteres at p er trykksignaturen for en fritt hengende ladning. Normalt antar man at 90% av sprengtrykket brukes til å knuse fjell og 10 % er igjen til trykkbølgen, hvilket er på linje med erfaringer fra tidligere sprengninger [20], [7].

Sprenging for utdyping av grunner utgjøres til store deler flå sprenging, hvilket reduserer borehullene og dermed ladevektene. Erfaringstall viser til typiske ladevekter på 30-50 kg per intervall med en repetisjon på ca. 1 - 2 sprengning per døgn. Disse tallene er sterkt avhengige av dybde, bunntype, bølger, vind, strøm og naturligvis personell og borerigg.

For tunneldrivning følges en strikt rekkefølge (forinjeksjon, boring, ladning, sprenging, rensing og sikring) der ca. 5 m lange borehull lades med multiple tenningsintervall med typiske sprengvekter på 60 - 100 kg per intervall. For større tunneldrivingsprosjekter er målet å nå ca. 20 m per uke, hvilket gir ca. 1/2 salve per døgn. Drivning av mindre vegtunneler kan iblant nå opp til 2 salver per døgn.

C.3 Lydeksponering over tid

Lydeksponering, *sound exposure level*, *SEL*, som følge av langvarig lydkilde er definert som:

$$SEL_{dB} = 10 \log_{10} \left(\int \frac{p(t)^2}{p_{ref}^2} dt \right) \quad (5)$$

Ved å definere S_0 som den effektive bredbåndige kildestyrken [Pa] 1 meter fra kilden og anslår sylindrisk spredning (proporsjonal til d^{-1}) av den akustiske energien kan man estimere SEL_{dB} på distansen d fra kilden [m].

$$SEL_{dB} = 10 \log_{10} \left(\int \frac{S_0(t)^2}{d p_{ref}^2} dt \right) \quad (6)$$

Hvis tidsvariasjonen til kilden er kjent, alternativt definert til antallet timer drift per døgn (*work_hours*) med et utstyr som har en spesifikk arbeidssyklus (*duty_cycle*) definert som

prosentandel lyddannende aktivitet av antall timer drift, kan integralet beregnes eksplisitt. Dette blir til slutt den integrerte verdien på lydeksponering SEL_{dB} relevant for fauna i området:

$$SEL_{dB}(d) = 10 \log_{10} \left(\frac{3600 \cdot (work_hours) \cdot (duty_cycle)}{d} \frac{S_0^2}{p_{ref}^2} \right) \quad (7)$$

Der *work_hours* er arbeidsdagens lengde angitt i timer, *duty_cycle* er fraksjon av tiden som lyd produseres av anvendt utstyr og S_0 er kildestyrken i [Pa] definert 1 meter fra kilden. En annen måte å karakterisere lydeksponering over tid på er å vekte SEL_{dB} over døgnet:

$$SEL_{dB24} = 10 \log_{10} \left(\frac{3600 \cdot (work_hours) \cdot (duty_cycle)}{(24 \cdot 3600) d} \frac{S_0^2}{p_{ref}^2} \right) \quad (8)$$

Dette gir et mål på hvilken lydeksponering som dyreliv i et område blir utsatt for i snitt per døgn og kan iblant være mer relevante tall å sammenligne med grenseverdier når det foreligger tilfeller med lang eksponeringstid og lyden opphører og dyreliv kan komme seg igjen etter skadelig lydpåvirkning.

C.4 Kildestyrke

Det er meget stor spredning i kildestyrker for ulike maskiner eller utstyr som danner undervannsstøy. Multiconsult har mye erfaring fra en lang rekke utstyr som danner lyd i luft, og dette bibliotek kan anvendes for å beregne relevante kildestyrker i vann, S_0 . For å sammenligne luftakustikk med undervannsakustikk benyttes en intensitetsbetraktning. Den momentane intensiteten I av en lydbølge er;

$$I = \frac{p^2}{Z} = \frac{p^2}{c \rho} \quad (9)$$

, der Z er den akustiske impedansen. Krever man at intensitetene skal være samme i vann SPL_{dB} og luft SPL_{dBa} gir dette approksimativt:

$$SPL_{dBa} \approx SPL_{dB} - 62 \text{ dB} \quad (10)$$

Denne ligningen kan anvendes for å estimere en realistisk hydroakustisk kildestyrke basert på våre samlede erfaringer over støykilder fra en lang rekke luftakustiske støyberegninger og støysonekart. Dette gjør at vi med høy konfidens kan anslå kildestyrker til utstyr som ofte anvendes av entreprenører i og rundt Norge.

Det skal understrekes at de beregnede kildestyrkene S_0 sammenlignes og kalibreres med den informasjon som finnes i litteraturen. Dette øker også konfidensen for at kildene er relevante for analysen.

C.5 Refleksjon og transmisjon

Når lyd går igjennom grenseflate mellom medier med ulike akustisk impedans, skjer en deling av den akustiske energien. For en trykkbølge deler refleksjonskoeffisient R^2 og transmisjonskoeffisient T^2 energien slik:

$$R^2 = \frac{(Z_1 - Z_2)^2}{(Z_1 + Z_2)^2}$$

$$T^2 = \frac{4Z_1Z_2}{(Z_1 + Z_2)^2}$$
(11)

der Z_1 er den akustiske impedansen i det opprinnelige mediet med innfallende og reflektert lydfelt og Z_2 er impedansen i mediet med det transmitterte feltet. Ifølge typiske verdier i Tabell 6, for lydhastighet og tetthet reflekteres ca. 70% av energien og ca. 30% forplantes ved en overgang mellom fjell og vann.

Tabell 6. Verdier som danner grunnlag for å beregne refleksjon og transmisjon gjennom en medieovergang mellom fjell (medium 1) til vann (medium 2).

Medium 1 Fjell/Knust fjell			Medium 2 Vann	
Parameter	c_1	ρ_1	c_2	ρ_2
Typiske verdier	6000 m/s	2300-2800 kg/m ³	1500 m/s	1000-1030 kg/m ³

Appendiks D. Risiko for fisk

Ved håndtering av risiko anvendes spesielt to parametere; SPL (Maximum Sound Pressure Level/ Spisstrykk) og SEL (Sound Exposure Level/ Lydeksposering). De spesifikke uttrykkene er forklart i definisjonslisten (Appendiks A). I tillegg til denne har Miljødirektoratet publisert norske oversettelser for noen av uttrykkene som anvendes i rapporten, [26].

D.1 Deteksjonsterskler

Fisk har en stor spennvidde for lyddeteksjon og har flere evner til å føle trykk. Da lyd forplantes langt under vann og det ofte er mørkt og grumsete, er det mange typer fisk som bruker hørselen som primær sans. Fisk har generelt god hørsel for både trykk og partikkelbevegelse. De fleste fiskearter har dessuten et trykkfølsomt sidelinjeorgan, men dette anvendes mest sannsynlig mindre for å detektere lyd og mer for jakt, flykt og stimkoordinering [27].

De vanlige artene aktuelle for Norske forhold, laksefisker (*Salmonidae*), torskfisker (*Gadidae*) og sildefisker (*Clupeidae*) har noe forskjellige høreterskler og oppfatter noe forskjellige frekvensomfang, se Tabell 7, Appendiks E. Laksefisker har åpen svømmeblære (som henger sammen med mage-tarmkanalen og dermed omgivende vann) og har en høreterskel på like over 100 dB re 1 μ Pa. Torskfisker hører litt bedre med en terskel ca. 20 - 30 dB lavere enn laks. Dette kommer av at disse har en lukket svømmeblære som fungerer som et resonanskammer, som dessuten ligger nært hørselsorganene. Sild hører best av de tre vanlige artene med en terskel ca. 10 dB lavere enn torskfisker og oppfatter dessuten et bredere spektrum. Mange sildearter har i tillegg gassfylte organer nært hørselsorganene hvilket gjør dem mer følsomme for lyd [21].

Disse tersklene skal settes i relasjon til bakgrunnsteppet av støy som finnes i vannet med forskjellig amplitude og karakter døgnet rundt. Spennvidden her er meget stor, fra meget stille områder uten antropogen innvirkning, der bare vær og vind påvirker støybakgrunnen (ca. 60 - 80 dB re 1 μ Pa) til meget støyutsatte områder nært f.eks. infrastruktur, havner, anløp eller tyngre industri, opp til mellom 120 og 140 dB re 1 μ Pa [12, 11].

For å beskrive risiko ved deteksjon blir det brukt begrepet «Sannsynlig reaksjon», basert på terskelnivåene for deteksjon (Tabell 7).

D.2 Død/ Barometrisk trauma

Det mest relevante for fisk er kanskje at fisken dør eller blir permanent skadet. Dette skjer nesten utelukkende i «Nærfeltsonen/dødelighetssonen», men også til viss grad i «Overgangssonen/Skadesonen». Grensene er litt flytende og er avhengig av art, størrelse, alder, kondisjon, avstand fra ladning samt orientering og plassering i vannsøylen. Det er primært indre organer som lever, nyrer eller gonader som skades ved barometrisk trauma. Særlig utsatte er luft- eller gassfylte organer, som svømmeblære og lunger (pattedyr). Trauma skjer ved at gasslommer ekspanderer da omgivende trykk faller ved dekompresjonen som følger etter den initiale kompresjonsbølgen. Dette skaper strekk av vev og muskulatur, og kan årsake rupturer, blødninger og andre skader. Dekompresjonen kan løse ut gass, og danne bobler i hjerte, gjeller, gonader, nyrer, øyne eller hjerne, hvilket kan hemme viktige funksjoner og føre til død. Det samme kan skje etter refleksjon av sjokkbølgen i en rolig overflate da en fasevending kan opptre og kompresjonen vendes til en dekompresjon.

For å bedømme risikoen for alvorlig barometrisk trauma er det passende å anvende den grovere skalaen: «sannsynlig skade» for SPL > 200 dB re 1 μ Pa (10 kPa) og «meget sannsynlig skade» SPL > 220 dB re 1 μ Pa (100 kPa), [9, 10]. Det finnes mer finmaskete grenseverdier oppgitt i Tabell 7, Appendiks E, hvilke anvendes da en høyere presisjonen er ønskelig.

Her viser man til at trykk over 229 – 234 dB re 1 μPa medfører en stor risiko for momentan død hos fisk. Det bør understrekes at feilkildene fortsatt er mange og beregningsresultatene er avhengige av kvalitet i grunnlagsdata. For en initial risikovurdering gir den grovere risikoskalaen mer rimelige resultater og en mer passende tolking.

D.3 Permanente og Temporære skader

Den type skader som ikke leder til døden deles opp i to undergrupper: Permanente (kroniske) eller Temporære (midlertidige) skader. Begge typene er i prinsipp milde barometriske trauma som oppstår ved lavere trykkeksposering. Det indikeres at både temporære og permanente terskelforskryvninger kan ramme fisk som blir eksponert for spisstrykk nært grenseverdiene for «sannsynlig skade» (SPL > 200 dB re 1 μPa). For mer langvarig lydeksposering kan temporære skader opptre for SEL > 180 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, og mer alvorlige (men gjenopprettbare) skader kan opptre over ca. 200 re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ [28].

For denne typen skader er spennvidden mye større enn for direkte barometrisk traume, da disse effektene kan gi sekundære skader, da f.eks. vann suges inn i svømmeblæren (spesielt arter med åpen svømmeblære som laks). Dette kan stresse fisken og gjøre at den skifter adferd. Langvarig stress som fisken ikke greier å adaptere seg til gir såkalt tertiær stressrespons og kan medføre større dødelighet som følge av den ekstrabelastningen som lydeksposeringen skaper [29]. Dette er sterkt koblet til repetert eksponering hvilket gjør at en tilsynelatende lav trykkeksposering over lang tid kan akkumulere signifikante skader hos fisk. Overstimulans av ørets hårceller eller nerver kan og gi temporær nedsetting av hørselen, men naturlig nok er denne typen av skade meget vanskelig å studere i eksperimenter og observasjoner.

D.4 Masking, frykt og stress

Endring av adferd er enklere å fange opp i eksperimenter. Det bør presiseres at adferdsendringer er knyttet til art, bakgrunnsstøy og situasjon for fisken. Generelt kan man si at for trykkpulser under ca. 200 dB re 1 μPa kan man ikke påvise skader på fisk fra observasjoner, men adferdsendringer observeres ned til drøyt 150 dB re 1 μPa . De fleste eksperimenter observerer at fisken hører lyden som dannes og gjør endringer i retning eller dyp, - en refleksrespons. (Både laks og torsk pleier å gå ned mot bunn da de eksponeres for lyd.) Etter noen repetisjoner blir fisken iblant vant til lyden og opphører med sin adferdsendring. Fisk, lukket inn i oppdrettsanlegg, har ikke mulighet til å svømme unna støyen, hvilket kan medføre økt stress og endret adferd slik at det induseres en sekundær skade.

Andre aspekter på lyd dreier seg om masking av kommunikasjon eller annen adferd der fisken benytter seg av lyd. Torsk grynter ved gyting da hannene hevder seg og viser en aggressiv oppførsel. Disse gryntingene er relativt lavfrekvente og har en kildestyrke rundt SPL = 120-133 dB re 1 μPa [30, 31]. Det er sannsynlig at effektene av denne typen av lydforstyrrelse, hvis den er utstrakt over lang tid, kan ha innvirkning på selve gytingen og i forlengelsen effektene på populasjonen. Det kan være at hvis driverne er sterke nok bytter fisken habitat.

D.5 Partikkelbevegelse

Den minst kjente måten for fisk å detektere lyd er den som de fleste fiskearter benytter seg av. Partikkelbevegelse og akselerasjon har først de siste 10-15 årene blitt identifisert som kanskje de viktigste delene av hørselssansen for fisk. Generelt omhandler partikkelbevegelse og akselerasjon lavere frekvenser enn det direkte trykksignalet, se Tabell 7, Appendiks E. Her ser man at for de vanlige artene i norske vann, laksefisker, torskfisker og sildefisker følger egenskapene for partikkelbevegelser de samme som for trykkdeteksjon. Sildefisker hører/føler best og deretter torskfisker og sist laksefisker. Regner man om dB-skalaen havner man rundt 0.01 - 1 mm/s for

hastighet og $1 - 50 \text{ mm/s}^2$ for akselerasjon. Det er lite evidens på hvilke nivåer som er skadelige for fisker. Regner man om grenseverdien for «sannsynlig skade» for $\text{SPL} > 200 \text{ dB } 1\mu\text{Pa}$ (10 kPa) havner man på en partikkelhastighet rundt ca. 6 mm/s og en akselerasjon på 40 mm/s^2 . Det er mest sannsynlig at de mer følsomme artene (torskefisker og sildefisker) har lavere terskel for skade. Det er verdt å notere at for partikkelbevegelse er skaleringen basert på en plan bølge og dette er ikke sant i alle tilfeller. Generelt kan sies at i midten av vannsøylen gjelder ofte denne approksimasjonen, men nært bunn skjer ofte en underestimering av partikkelbevegelsen assosiert med akustisk lydforplantning med opptil 10 dB re 1 mm/s [32]. Samme forfatter viser og at spesifikke kilder, eks. peling og spunting (som er like linjekilder) har en bølgeforplantning som er meget lik en plan bølge og dermed kan beskrives godt fra ett partikkelbevegelsesperspektiv.

D.6 Effekter på Populasjon

Konsekvensene av støy for fiskepopulasjoner er meget uklare. Havet er åpent for flytting mellom ulike habitat, hvilket gjør det vanskelig å belegge at flytting eller atferdsendringer er relaterte til lydbildet. Det kan dog nevnes at dødelighet for egg og larver også uten antropogen påvirkning vanligvis er stor. Derfor hevder mange forskere at forbigående perioder med høy støy eller sterk lydeksposering ikke har så mye å si for selve populasjonen [21, 33]. Det finnes mange steder på jorden med et ekstremt høyt akustisk støynivå der fortsatt mange dyr kommer for å spise eller gyte, til tross at de sliter med både kommunikasjon og temporære skader.

Appendiks E. Terskelverdier

Tabell 7. Terskelverdier for noen vanlige norske fiskearter ved deteksjon av lyd i form av trykk og partikkelbevegelse og partikkelakselerasjon [21, 13].

Type art	Svømmeblære	Trykk dB re 1 μ Pa	Partikkelbevegelse dB re 1 μ m s ⁻¹	Partikkelakselerasjon dB re 1 μ m ² s ⁻⁴
Plattfisk (Pleuronectiformes), Haier og Skater (Chondrichthyes)	-	90 - 130 dB 100 - 1000 Hz	30 - 70 dB (ca. 1 mm/s) 0.1Hz – 200 Hz	30 - 100 dB (30 μ m/s ² - 100 mm/s ²) 0.1-200 Hz
Laks (Salmonidae)	Åpen	95 - 130 dB 30Hz - 400Hz	30 - 70 dB (ca. 1 mm/s) 30 - 300Hz	50 - 100 dB (0.3 - 100 mm/s ²) 30Hz - 300Hz
Hestmakrill (Carangidae)	Lukket	90-110 dB ² 300Hz-2000Hz		
Torsk (Gadidae)	Lukket	75 - 100 dB 30Hz - 500Hz	10 - 40 dB (ca. 0.01 mm/s) 0.1Hz - 400Hz	10 – 75 dB (0.003 - 5 mm/s ²) 0.1Hz – 400Hz
Sill (Clupeidae)	Åpen - men i tillegg gassfylte organ ved ørene.	70 - 75 dB 30Hz - 5kHz	10 - 20 dB (ca. 0.01 mm/s) 30Hz - 5 kHz	30 – 65 dB (0.03 - 2 mm/s ²) 30Hz - 5 kHz

Tabell 8. Terskelverdier ved kort- og langvarig lydeksponering. Tabell basert på studier ved sprenging og peling [21, 28, 13, 22]. Spisstrykket, SPL er angitt i [dB re 1 μ Pa], og lydeksponering, SEL er angitt i [dB re 1 μ Pa²s].

Type art	Terskel for endret adferd / reaksjon		TTS - Temporær terskelforskyvning		PTS – Permanent terskelforskyvning		Død		Partikkel rørelse
	SPL	SEL	SPL	SEL	SPL	SEL	SPL	SEL	mm/s
Uten svømmeblåse	153 ³ /192 ⁴	-	206	186	213	216	229-234	219	~ 6 ⁵
Fisk m. svømmeblære ikke del av hørselorgan	153/192	-	206	186	207	203	229-234	210	< 6
Fisk med svømmeblære del av hørselorgan	153/189	160	206	173	207	203	229-234	207	< 6
Fisklarver / egg	-	-	-	-	-	-	217-242	-	13 ⁶
Terskelverdier brukt i denne rapport	190	160	200	180	210	200	220	210	6

² Ingen data tilgjengelig for Hestmakrill. Data gjelder en mindre slektning: *Trachurus japonicus*.

³ Ref: [28] Konvertert fra 150 dB_{rms} re 1 μ Pa

⁴ Ref: [8]

⁵ Basert på TTS 200 dB re 1 μ Pa

⁶ Ref: [4].