HAVFORSKNINGSINSTITUTTETS RÅDGIVNING FOR MENNESKESKAPT STØY I HAVET: SEISMIKK, ELEKTROMAGNETISKE UNDERSØKELSER OG UNDERSJØISKE SPRENGNINGER

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd

Lise Doksæter Sivle, Tonje Nesse Forland, Daniel Nyqvist, Karen de Jong
og Endre Grimsbø (HI)

RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2019-10

Tittel (norsk og engelsk):

Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprengninger

Advice from the Institute of Marine Research of anthropocentric noise in the sea: seismic, electromagnetic surveys and underwater explosions

Undertittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd

Knowledge basis, evaluations and advice

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2019-10	25.02.2019

ISSN:1893-4536

Forfatter(e):

Lise Doksæter Sivle, Tonje Nesse Forland, Daniel Nyqvist, Karen de Jong og Endre Grimsbø (HI)

Forskningsgruppeleder(e): Rolf Korneliussen (Akustikk og observasjonsmetodikk)
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse og Geir Lasse Taranger
Programleder(e): Henning Wehde

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

14384-02

Oppdragsgiver(e):

Havforskningsinstituttet

Program:

Nordsjøen

Forskningsgruppe(r):

Akustikk og observasjonsmetodikk

Antall sider:

69

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet er rådgivende organ for Oljedirektoratet for alle operasjoner til havs som involverer bruk av lydkilder som kan påvirke fisk. Herunder vitenskapelige undersøkelser, detonasjoner, operasjoner knyttet til utbygging til havs, og seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet, hvor seismikkundersøkelser er den klart største posten. Størsteparten av vår rådgivning er knyttet til seismikkundersøkelser i forbindelse med olje- og gassvirksomhet, og da trykkluftbaserte og i noe mindre grad elektromagnetiske metoder. Denne rapporten vil derfor hovedsakelig fokusere på de to ovennevnte undersøkelsesmetodene og se på hva som finnes av kunnskapsgrunnlag, og videre hvordan denne kunnskapen brukes for å gi råd. I tillegg er HI spurt om å levere råd for påvirkning av havets økosystem via sprengningsarbeid i havet. Den tredje delen er derfor knyttet til bakgrunnen og kunnskapsstatusen for dette området.

Rapporten inneholder videre våre konkrete råd for 2019.

Sammendrag (engelsk):

The institute of marine research (IMR) are responsible to give advice on anthropogenic sound sources that may affect marine life. This include scientific instigations, detonations and explosions, and seismic and electromagnetic surveys related to petroleum activity. Surveys involving use seismic air guns, and to a lesser degree electromagnetic methods comprise the largest advisory task. In this report, the main focus is therefore seismic surveys, and to a less extent electromagnetic surveys and underwater explosions. For all three noise sources, we have rewieved the scientific knowledge, and further evaluated this knowledge for use in advice to management.

This report also includes the advices from IMR for the topics seismic surveys, electromagnetic surveys and underwater explosions valid in 2019.

Innhold

1 Bakgrunn 5

2 Ulike typer reguleringstiltak 6

2.1 Begrensninger av selve lydkilden 6

2.2 Verning av områder og perioder 6

2.3 Ramp-up / Soft start 6

2.4 Skadebegrensende (avbøtende) utstyr 6

2.5 Skadebegrensende (avbøtende) prosedyrer 6

2.6 Begrensninger av eksponerte individer 7

2.7 Bruk av avbøtende tiltak i Norge og andre land 7

3 Seismikk 9

3.1 Hva er seismikk? 9

3.1.1 *Borestedsundersøkelser* 9

3.1.2 *2D-seismikk* 9

3.1.3 *3D-seismikk* 9

3.1.4 *4D-seismikk* 9

3.1.5 *Permanent reservoarovervåkning* 9

3.2 Kunnskapsgrunnlag om effekter av seismikk på marine organismer 10

3.2.1 *Direkte skade og dødelighet* 10

3.2.2 *Adferdsresponser* 11

3.2.3 *Kunnskapsgrunnlag om seismikk i nordområdene* 14

3.3 Kunnskapsgrunnlag om lydutbredelse og effektsoner 17

3.4 Konsekvensvurderinger om effekter av seismikk på marine organismer 18

3.4.1 *Fisk* 18

3.4.2 *Sjøpattedyr* 25

3.4.3 *Konsekvensvurdering for nordområdene/Barentshavet* 26

3.5 Råd for seismikkundersøkelser i norske farvann 26

4 Elektromagnetiske undersøkelser 28

4.1 Hva er elektromagnetiske undersøkelser? 28

4.2 Kunnskapsgrunnlag om effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv 28

4.2.1 *Magnetfelt* 29

4.2.2 *Elektriske felt* 30

4.3 Konsekvensvurdering av effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv 32

4.4 Råd 33

5 Bruk av eksplosiver i sjø 34

5.1 Bakgrunn 34

5.2 Kunnskapsgrunnlag om effekter av eksplosiver i sjø på marint liv 34

5.3 Råd 38

6 Referanser 39

7 Vedlegg I: Frarådingskart brukt i rådgivning for seismikk og elektromagnetiske undersøke 55

8 Vedlegg II: Test av dBSea 61

1 - Bakgrunn

Havforskningsinstituttet er rådgivende organ for Oljedirektoratet for alle operasjoner til havs som involverer bruk av lydkilder som kan påvirke fisk. Herunder vitenskapelige undersøkelser, detonasjoner, operasjoner knyttet til utbygging til havs, og seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet, hvor seismikkundersøkelser er den klart største posten. Det blir årlig gitt råd i et forholdsvis høyt antall såkalte meldinger og endringsmeldinger fra Oljedirektoratet om seismiske og elektromagnetiske undersøkelser. Havforskningsinstituttet er bedt om å gi råd om påvirkning på havets økosystem (herunder dødelighet, skade og endret adferd hos marine dyr), mens Fiskeridirektoratet gir råd knyttet til konflikter med fiskeriaktivitet. Størsteparten av vår rådgivning er knyttet til seismikkundersøkelser i forbindelse med olje- og gassvirksomhet, og da trykkluftbaserte og i noe mindre grad elektromagnetiske metoder. Denne rapporten vil derfor hovedsakelig fokusere på de to ovennevnte undersøkelsesmetodene og se på hva som finnes av kunnskapsgrunnlag, og videre hvordan denne kunnskapen brukes for å gi råd. I tillegg er HI spurt om å levere råd for påvirkning av havets økosystem via sprengningsarbeid i havet. Den tredje delen er derfor knyttet til bakgrunnen og kunnskapsstatusen for dette området.

Rapporten inneholder videre våre konkrete råd for 2019.

2 - Ulike typer reguleringstiltak

Det finnes mange måter å regulere og begrense støy i havet på. De vanligste er beskrevet her.

2.1 - Begrensninger av selve lydkilden

Det kan settes grenser for hvor kraftige lydkilder som kan brukes. For seismiske kilder kan det være for eksempel begrensninger i maksimum tillatt kildenivå. Det kan også være tiltak for å erstatte lydkilden, for eksempel å bruke andre fundamenteringsteknikker enn pæling ved konstruksjoner i forbindelse med vann. En grense for lydnivå ved en gitt avstand fra kilden kan motivere til å designe kilder med lavere lydnivå.

2.2 - Verning av områder og perioder

Det kan settes restriksjoner for bruk av støykilder i spesifikke områder og perioder på året. Dette kan gjøres for å verne sensitive biologiske habitater, som for eksempel gyteområder for fisk eller viktige parings- eller beiteområder for sjøpattedyr.

2.3 - Ramp-up / Soft start

Dette innebærer at lydutsending starter på et lavt nivå og øker gradvis til ønsket styrke. Det foregår typisk i 20–40 minutter. Hensikten er å sende en advarsel til dyr i området og gi dem tid til å søke bort fra kilden. Hovedformålet er å redusere fysisk skade ved å forhindre at dyr kommer nært nok til at dette kan skje.

Effekten av ramp-up er blitt testet eksperimentelt for arten knølhval, for både militære sonarer (Wensveen et al. 2017) og seismikk (Dunlop et al. 2015 b). Undersøkelsene viste en positiv, men svært begrenset effekt i den forstand at dyrene fikk en noe mindre total lyddose (SEL). Imidlertid ble det påpekt at ramp-up kan redusere risikoen mer effektivt for arter som er mer sensitive (reagerer kraftigere) og dermed mer sannsynlig svømmer unna for å unngå eksponeringen. For fisk er ramp-up blitt testet i en studie av Neo et al. (2016) som viste at dette ikke hadde noen effekt, med unntak av at det førte til mindre unnvikelse. Selv om denne studien var utført i en oppdrettsmerd, noe som gir mindre mulighet for unnvikelse, kan dette tilsi at ramp-up kan føre til at fisk forblir i støyområdet i stedet for å forflytte seg, grunnet en form for tilvenning.

2.4 - Skadebegrensende (avbøtende) utstyr

Dette er tiltak som er beregnet å minimere fysisk skade på dyr i nærheten. Den vanligste typen er boblegardiner, som brukes både ved pæling og sprengninger under vann (Grimsbø & Kvadsheim 2018). Tiltaket innebærer at man legger ut perforerte luftslanger rundt det eksponerte området, sprengningsstedet eller der man pæler. Luftboblene som stiger til overflaten, vil absorbere og spre tilbake deler av energien fra aktiviteten.

2.5 - Skadebegrensende (avbøtende) prosedyrer

Dette er prosedyrer for å forebygge at lyd skader eller forstyrrer dyr. En vanlig prosedyre er overvåkning av sjøpattedyr i en sone rundt fartøyet, som kan gjøres enten ved hjelp av sjøpattedyrobservatører (Marine Mammal Observer – MMO) eller passiv lytting etter vokalisering fra dyrene (Passive Acoustic Monitoring – PAM), og som sørger for at det ikke befinner seg dyr i en viss radius fra seismikkfartøyet, enten ved oppstart eller under selve undersøkelsen. Disse tiltakene gjøres hovedsakelig for å hindre direkte skade på sjøpattedyr og begrenser seg derfor til en viss radius rundt fartøyet. Sikkerhetssoner kan ha flere nivåer, for eksempel total stopp av lydutsending hvis det befinner seg dyr tett ved kilden, redusert nivå om dyr på større avstander og kun

registrering av observasjoner på lengre avstander.

Et annet eksempel er før-starts-undersøkelse, som innebærer et typisk 30 minutter langt survey i oppstartsområdet med observasjoner av sjøpattedyr. Dersom ingen dyr observeres, kan operasjonen starte.

2.6 - Begrensninger av eksponerte individer

Dette er reguleringskriterier som skal begrense hvor kraftig lyd dyr kan utsettes for. Det inkluderer blant annet å overvåke hvor mange dyr som har blitt eksponert for støy over et bestemt nivå. I en gitt undersøkelse er det kun lov å eksponere et gitt maksimum antall dyr for lydnivåer som overstiger dette nivået. Dette gjennomføres i praksis ved å telle dyr i det eksponerte området.

2.7 - Bruk av avbøtende tiltak i Norge og andre land

I Norge har det mest brukte tiltaket vært verning av områder innenfor visse perioder. Seismikk har som følge av dette blitt frarådet i viktige gyteområder i gyteperioden samt i områder hvor det foregår viktig fiskeriaktivitet. I tillegg er det siden 2018 blitt anbefalt å bruke ramp-up-prosedyrer ved oppstart av seismikkundersøkelser. Norge er det eneste landet som etter vår kjennskap har regulering av seismikk knyttet til fisk og fiskerier.

I Norge har det ikke vært vanlig å bruke avbøtende tiltak for å hindre skade på sjøpattedyr, men dette er vanlig praksis i svært mange andre land. I Storbritannia, for eksempel, som grenser til våre havområder i Nordsjøen, er det vanlig med avbøtende tiltak i forhold til sjøpattedyr. I britisk sektor er seismikkundersøkelser pålagt å bruke en kombinasjon av sjøpattedyr↑observatører (MMO) og passiv akustisk monitorering (PAM). Sistnevnte brukes når forholdene ikke tillater visuelle observasjoner (for eksempel om natten eller ved dårlige værforhold), sammen med ramp-up. Dette gjøres ved at man i forkant av hver oppstart undersøker området for sjøpattedyr i 30–60 minutter (avhengig av bunndypet i området) før ramp-up igangsettes. Dersom det i denne perioden påvises sjøpattedyr i 500 m-sonen, vil oppstart utsettes i 20 minutter. Når fullt nivå er nådd og datainnsamlingen er i gang, avsluttes observasjonene.

I Australia har man et lignende system, men her foregår sjøpattedyrobservasjoner kontinuerlig under undersøkelsen. Om et dyr observeres i en radius på 500 m rundt fartøyet, stopper skytingen totalt. Om dyret observeres 1–2 km unna, reduseres nivået. Om det observeres mellom 2 og 3 km unna, registreres observasjonen bare (figur 2.6.1).

Figur 2.6.1. Eksempel på sikkerhetssone for total stopp av lydutsending (500 m), redusert nivå (1–2 km) og registrering av observasjoner (3 km). Figur fra Erbe et al. 2013.

I USA er det vanlig med reguleringskriterier som begrenser antall sjøpattedyr som utsettes for et gitt lydnivå (NMFS 2000, NOAA 2015). Ved undersøkelser i arktiske områder, for eksempel Canada og Alaska,

gjennomføres derfor omfattende telletokt og overflygninger med helikopter for å estimere antall dyr og hvor disse befinner seg i forhold til seismikkundersøkelsene.

3 - Seismikk

3.1 - Hva er seismikk?

Seismiske undersøkelser er den viktigste metoden for kartlegging og forståelse av geologien på havbunnen. Seismiske data er avgjørende for å gjøre nye funn av olje og gass, men gjør det også mulig å få ut mer olje og gass fra allerede produserende felt. Derfor samles det inn seismiske data i ulike faser av utvinningsvirksomheten.

Enkelt beskrevet sendes lavfrekvente lydbølger fra en luftkanon ca. 6 m under havoverflaten ned i berggrunnen (Caldwell & Dragoset 2000). Kilden vil normalt generere veldig kraftige, men korte lydsignaler med frekvensinnhold rundt 100 Hz ved hjelp av trykkluft som blir sluppet ut fra en luftkanon, eller fra en sammensetning av flere luftkanoner. Lydbølgene reflekteres mellom geologiske lag i berggrunnen, og ulike lag reflekteres forskjellig. De reflekterte lydbølgene blir fanget opp av mottakere (lyttekabler) som vanligvis slepes etter seismikkskipet, like under havoverflaten. Rådataene blir så bearbeidet i datamodeller for å produsere bilder av berggrunnen som geologer kan tolke, slik at de kan få bedre kunnskaper om den geologiske strukturen, herunder olje- og gassforekomster.

Nedenfor gis det en kortfattet beskrivelse av ulike typer seismikk. Grundigere beskrivelser finnes i Gisnier (2016).

3.1.1 - Borestedsundersøkelser

En borestedsundersøkelse (BSU) er en lettseismisk undersøkelse som sammen med geoteknisk prøvetaking og topografisk kartlegging av bunnen utføres før en foretar prøveboringer. Luftkanonoppsettet er lite sammenlignet med de andre typene av seismiske undersøkelser, og det taues én lyttekabel med lengde på 600 til 1200 m. Hovedformålet for den seismiske delen er å kartlegge de øverste delene av grunnen med tanke på eventuelle gasslommer som kan representere en sikkerhetsrisiko for prøveboringen.

3.1.2 - 2D-seismikk

Ved 2D-innsamlinger taues én lyttekabel. Lyttekabelen vil vanligvis være fra 4 til 12 km lang. Avstanden mellom kurslinjene kan være fra én til flere kilometer. Dette gir et todimensjonalt tverrsnitt av undergrunnen. En borestedsundersøkelse er som regel alltid 2D-seismikk, men da med mindre volum på luftkanonoppsettet.

3.1.3 - 3D-seismikk

Til forskjell fra 2D-undersøkelser sleper man her flere parallelle lyttekabler etter fartøyet, noe som gjør det mulig å avbilde undergrunnen i tre dimensjoner. Et seismikkfartøy som samler inn 3D-seismiske data, vil ha redusert manøvreringsevne som følge av det høye antallet lyttekabler (inntil 16 stk.) etter fartøyet.

3.1.4 - 4D-seismikk

4D-seismikk er 3D-seismikk som gjentas med et visst tidsintervall. Den fjerde dimensjonen er tid. Hovedmålsettingen med 4D-seismikk er å observere endringer i reservoaret over tid. Data fra slik seismikk gir informasjon om lokale trykkendringer i reservoaret og endringer i metning av henholdsvis olje, vann og gass i reservoaret. Denne informasjonen benyttes til å finne de beste posisjonene for nye brønner, slik at man kan optimalisere utvinningen fra feltet.

3.1.5 - Permanent reservoarovervåkning

Det er i løpet av de siste årene utviklet en ny type teknologi for 4D-seismikk der kabler med sensorer er plassert på eller gravd permanent ned i havbunnen, og der det benyttes fartøy (kildefartøy) som kun sleper et

luftkanonfelt under datainnsamling. Denne teknologien gir, som følge av at sensorene er fast posisjonert, seismikkdata med bedre kvalitet og bedre repeterbarhet enn det man får ved ordinær datainnsamling. I tillegg er denne metoden mer robust med hensyn til værforholdene. Siden det bare er luftkanonene som skal taues, tåles det mer bølger enn hva er tilfellet er når lyttekabler skal slepes. Slik teknologi betegnes som Permanent Reservoir Monitoring – PRM.

3.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter av seismikk på marine organismer

Her gjennomgår vi kunnskapsgrunnlaget for påvirkning av seismikk på fisk og sjøpattedyr.

3.2.1 - Direkte skade og dødelighet

Både fisk og sjøpattedyr har en velutviklet hørselssans, og lyd er svært viktig i mange økologiske funksjoner, som å finne mat, finne partner eller oppdage fiender. Fisk detekterer partikkelbevegelsen i lyden ved hjelp av øresteiner, otolitter, som har høyere tetthet enn resten av fisken. Fisken, som har omtrent samme tetthet som vann, vil bevege seg med partikkelbevegelsen til lydbølgen i vannet, men den tyngre otolitten vil bevege seg tregere. Den relative bevegelsen mellom fisken og otolitten blir sanset av tynne hårceller. Sjøpattedyr har høreorganer som detekterer lydtrykk, som hos mennesker. Både fisk og sjøpattedyr hører godt i frekvensspekteret til seismikk (ca. 10–200 Hz).

For begge grupper kan hørselen bli midlertidig eller kronisk svekket dersom lyden er kraftig nok. Kronisk hørselsskade, eller permanent terskelskifte (PTS), innebærer en uopprettelig svekkelse av hørselen, mens temporært terskelskifte (TTS) innebærer en midlertidig reduksjon. Slik redusert hørsel kan påvirke alle økologiske funksjoner og sammenhenger hvor lyd spiller en viktig rolle. Effektene på individer vil avhenge av skadeomfang og varighet og hvilket frekvensområde av hørselen som påvirkes.

Voksen fisk

Direkte skader fra kraftig lyd kan inkludere skade i svømmeblæren og leveren. Den plutselige endringen i lufttrykket forårsaket av en impulsiv lyd kan i enkelte tilfeller føre til at svømmeblæren eksploderer inne i fisken (Halvorsen et al. 2012). I en svært nøyaktig gjennomgang av hvordan forskjellige lydstyrker påfører skader, fant Halvorsen et al. (2011, 2012) ut at selve lydstyrken er viktigere enn hvor lenge fisken er eksponert for lyden. Ved kortvarig eksponering kan imidlertid enkelte skader repareres (Popper et al. 2016; Halvorsen et al. 2017). I tillegg til direkte fysiske skader kan kraftig lyd påføre hørselstap som kan være midlertidig eller permanent. De fleste fisk hører bare lavfrekvent lyd (< 500 Hz), men noen arter, som sild og gullfisk, bruker svømmeblæren for å fange opp høyfrekvent lyd og videreføre den til øresteinene (otolittene). En direkte kanal gjør at svømmeblæren kan bli brukt for å videreføre lyd til otolittene. En slik kanal gjør fisk ekstra sårbare for hørselsskade (Smith et al. 2004; Scholick & Yan, 2002; Halvorsen *et al.*, 2013). Det samme mønsteret er blitt vist også ved eksponering for seismikk (Popper et al. 2004, 2005). Seismikkindusert hørselstap har vært påvist hos to arter av ferskvannsfisk etter kun fem skudd, men hørselen var tilbake til det normale etter 2–24 timer (Popper et al. 2005). Det er vist at flere skudd kan føre til mer langvarige skader på hårcellene i øret (McCauley et al. 2003), men denne studien trenger å repeteres for å verifiseres. Imidlertid forekommer slike skader kun ved svært høye lydnivåer. For pæling, som også er en impulsiv lyd og derfor kan sammenlignes med seismikk, har grenseverdien for å unngå skader blitt satt til omtrent 179–181 dB re 1µPa²s SEL per slag, avhengig av antall slag (Halvorsen et al. 2011). Lydnivået fra et luftkanonarray på 3590 in³ (59 liter) ble målt til 177 dB re 1µPa²s SEL ved avstand ca. 760 m fra kilden ved 758 m dyp og 63 m avstand i horisontal retning (Tashmukhambetov et al. 2007). Alle de nevnte forsøkene som testet hørselsskade, har vært gjort på fisk i tank eller akvarium, som dermed ikke har mulighet til å forflytte seg bort fra støykilden. Voksne fisk er mobile, og man kan anta at disse svømmer bort straks etter at lyden inntreffer, eller hvis lydkilden forflytter seg, før den

kommer så nært at den induserer en hørselsskade. Direkte skade på voksen fisk anses derfor ikke som noe stort potensielt problem, og risikoen for populasjonseffekter på grunn av slike skader er minimal. Et mulig unntak kan være om fisken likevel blir i området grunnet store kostnader ved å flytte seg, som for eksempel når de er på viktige gyte- eller beiteområder og derfor blir værende til tross for at lydnivået kan påføre hørselsskade. Pena et al. (2013) viser at beitende sild ikke ble skremt vekk av en seismisk undersøkelse i nærheten. Det er også mulig at noen arter har en for stasjonær levemåte og dermed ikke vil forflytte seg fra området.

Larver og zooplankton

Fisk i tidlige livsstadier (egg, larver og yngel) samt andre planktoniske organismer er potensielt utsatt for direkte skade fra seismikk da disse i ingen eller svært liten grad har mulighet til å forflytte seg bort fra luftkanonene. Det har vært utført et betydelig antall studier på egg, larver og postlarver fra ulike arter (for eksempel Knudsen & Dalen, 1985; Hollyday et al. 1987; Booman et al. 1996).

En grundig gjennomgang av disse studiene og resultatene er gitt i Dalen et al. (1996). Oppsummert framkommer det at dødelighet og skader i forbindelse med seismikkskyting kun forekommer i umiddelbar nærhet til luftkanonene. Høyeste dødelighetsrater og hyppigst forekommende skader ble funnet ut til ca. 1,5 m avstand. Lavere dødelighetsrater og mer sjeldent forekommende skader ble observert ut til ca. 5 m avstand.

Det er ikke gjort like mange studier på zooplankton, men en studie fra 2017 viser dødelighet hos flere arter av zooplankton på avstander ut til 1200 m (McCauley et al. 2017). Studien har svært få replikasjoner og unnlater også å undersøke andre mulige forklaringer på dødeligheten. En annen studie viste ikke dødelighet hos zooplankton 5 m fra en seismisk kilde (Fields et al. in press).

Sjøpattedyr

Midlertidig hørselstap er undersøkt i eksperimentelle studier på sel, delfiner og nise i fangenskap (Kastak et al. 1999; Finneran et al. 2003, 2010, 2015; Schlundt et al. 2000; Kastelein et al. 2012a, 2012b, 2013). Generelt viser disse studiene at det er lydenergien og varigheten av eksponeringen som er avgjørende for graden av hørselstap. For pulset lyd kan også enkeltpulsers egenskaper spille en stor rolle. Kortvarige lydpulser med rask stigetid og høy amplitude – egenskaper som er typiske for seismikk – har spesielt stor skadevirkning på øret hos pattedyr.

Hos tannhvaler, som bruker ekkolokasjon i matsøk og til å orientere seg, vil nedsatt hørsel direkte svekke evnen til å finne mat, noe som vil få umiddelbare konsekvenser for overlevelsen. Nedsatt hørsel vil også redusere mulighetene til å kommunisere med andre individer. Mange sjøpattedyr lever i tette grupper, og nedsatt hørsel kan hemme flokkens kommunikasjonsevne og redusere den viktige mor–kalv-kontakten eller muligheten for å høre parringsrop fra potensielle partnere.

Nise anses som den mest sensitive enkeltarten når det gjelder skadeeffekter. Det er også den arten som det finnes mest kunnskap om, både om hørsel og skadeeffekter (for eksempel Tougaard et al. 2014). Først og fremst har nise den laveste terskelverdien for midlertidig hørselstap som er målt for noen art. Nise er en av de mest tallrike artene av sjøpattedyr i norske farvann, men oppholder seg hovedsakelig i kystnære områder og ikke så mye til havs, hvor seismikkundersøkelser hovedsakelig foregår.

Som for fisk må også sjøpattedyr oppholde seg i nærheten av kilden for å risikere hørselstap, og man antar at dyrene vil svømme unna kilden dersom de har mulighet til det.

3.2.2 - Adferdsresponser

Adferdsresponser er endringer i dyrenes oppførsel som følge av lydeksponeringen og inkluderer unnvikelse av

det lydeksponerte området, reduksjon eller stopp av aktiviteter som beiting eller gyting og endret lydproduksjon. Adferdsresponser er mye vanskeligere å studere og måle enn skade og endringer i hørsel siden dyrene bør studeres i sitt naturlige miljø og uten at observasjonsmetodene kan påvirke dem, for å sikre at endringene en ser, virkelig skyldes lydeksponeringen og ikke selve forsøkssettingen. Når det gjelder skader på sjøpattedyr og fisk, finnes det mange eksempler i litteraturen som sier noe om hvilke terskelverdier av lydnivåer skadene mest sannsynlig inntreffer ved (Southall et al. 2007; Popper et al. 2014; NOAA 2017), men tilsvarende terskelverdier for adferdsendringer er det svært lite kunnskap om. Slike terskelverdier for adferdsendringer vil sannsynligvis også være langt mer varierende mellom ulike arter. Også innad i en art er det store variasjoner mellom ulike individer, mellom ulike livsstadier, ulike habitater og hvilken adferdsmodus dyret er i (for eksempel beiting, vandring, reproduksjon), samt dets fysiologiske tilstand (kondisjon) (de Robertis & Handegard 2013). Skader og hørselstap begrenser seg til nærområdet for lydkilden, mens adferdsresponser kan potensielt inntreffe overalt hvor dyrene hører lyden, og området hvor dette kan inntreffe, er derfor langt større, med tilsvarende mulighet for å påvirke mange flere individer (Slabbekoorn et al. 2010).

Fisk

Menneskeskapt lyd generelt kan påvirke bevegelse, beiting (Engås et al. 1996; Løkkeborg et al. 2012; Sabet et al. 2015), anti-predator adferd (Simpson et al. 2016) og gyting (Sierra-Flores et al. 2015; de Jong et al. 2018). Mange fiskearter bruker lyd til å kommunisere med under gyting og beiting, og støypåvirkning vil kunne endre både kommunikasjon og adferd (Picciulin et al. 2010, 2012; de Jong et al. 2018). For seismikk er det per i dag ingen studier som har testet om og hvordan seismikklyden kan påvirke kommunikasjon eller adferd under selve gytingen. Dette vil bli gjort i SpawnSeis-prosjektet som pågår på HI i perioden 2018–2021.

Bunnfisk, som ulike arter av torskefisk og uer, kan reagere på seismikk med både horisontal og vertikal forflytning (Engås et al. 1996; Skalski et al. 1992; Pearson et al. 1992), og i tillegg kan beitemotivasjonen reduseres (Løkkeborg et al. 2012). Dette er likevel ikke alltid tilfelle, og Wardle et al. (2001) viste for eksempel at det var få reaksjoner og ingen reduksjon i fiskemengde på et rev av svært stedbundne fisk. Imidlertid ble denne studien utført i en grunn fjord med en stasjonær luftkanon, og fisken kunne sannsynligvis ikke bedømme hvor lyden kom fra. Også en annen studie viste at seismikk ikke påvirket artsfordelingen og fiskemengden på et rev (Miller & Cripps 2013). I en tredje studie, derimot, viste videobilder 78 % nedgang i mengden fisk på et rev etter en seismisk undersøkelse (Paxton et al. 2017). Slike forskjeller illustrerer hvor viktig det er å vurdere adferdseffekter i lys av forskjeller i habitat og levesett, art, adferdsmodus og hvordan lyden oppfattes, og hva den forbindes med.

For torsk og hyse er det påvist unnvikelse ut til minimum 33 km (18 nautiske mil), med varighet på minimum fem dager etter avsluttet seismikkskyting (Engås et al. 1996). Dette resultatet støttes også av tidligere fangstforsøk (Soldal & Løkkeborg 1993; Løkkeborg & Soldal 1993). Det er dessuten gjennomført en studie med tobis (Hassel et al. 2004), hvor videoopptak viste irregulær svømming og noe alarmrespons, men det ble ikke påvist at den gravde seg ned i sanden, som var hypotesen i forkant av undersøkelsen.

For pelagisk fisk er det dokumentert i studier av fisk i fangenskap at både makrell og andre arter som ikke finnes i norske farvann, reagerer på lavfrekvent lyd og seismikkpulser ved å øke svømmehastigheten og endre stimstrukturen til å gå tettere sammen (Sivle et al. 2016; Fewtrell & McCauley 2012). Videre viste makrell ikke slike umiddelbare reaksjoner ved en gradvis opptrapping av lydnivået til en ekte seismisk luftkanon (Sivle et al. 2017; Forland et al. in prep), noe som tyder på at måten lyden presenteres på, og eventuelt tilvenning, kan påvirke hvor sterk en respons er.

I en studie under en reell seismikkundersøkelse studerte Slotte et al. (2004) horisontal og vertikal fordeling av

sild og kolmule. Studien fant at kolmule forflyttet seg noe dypere i vannsøylen under seismikkeksponering, mens det ikke ble observert noen endring hos sild. Beitende sild viste ikke noen adferdsendring hverken ved horisontal eller vertikal forflytning eller endring i svømmehastighet og retning under seismikkeksponering (Pena et al. 2013). Det påpekes at dette kan skyldes den sterke motivasjonen til å beite, og at studien ble gjennomført etter at seismikkundersøkelsen hadde pågått en tid, slik at silda kan ha vent seg til lyden (habituert). Lignende tilvenning ble også vist i en akvariumsstudie hvor stressresponsen hos havabbor forsvant etter noen uker med tilbakespilling av seismikk (Radford et al. 2016). Fordi den tilsynelatende tilvenningen kan være en følge av hørselsskade (Popper et al. 2009), kunne man ikke konkludere med at fisken ikke var påvirket av seismikk lenger.

Sjøpattedyr

Norske farvann er svært viktige som beite- og yngleområder for mange arter av sel og hval. Til tross for dette er det per i dag ikke gjort noen norske studier på effekten av seismikk på adferd hos sjøpattedyr, men det er gjort utenlandske studier av enkelte av artene som finnes i norske farvann.

For sel viste en studie fra Alaska ingen endring i mengde sel rundt et seismikkfartøy før og under aktiv skyting (Harris et al. 2001). En annen undersøkelse (Thompson et al. 1993) rapporterer at selartene havert og steinkobbe viste unnvikelse og nedsatt beiteaktivitet som respons på eksponering for seismikk, men kun en svært kortvarig endring i hjerteslagsfrekvensen.

Av tannhvalene er nise den arten som er best studert, og den har vist seg å reagere med unnvikelse når nivået oversteg 45 dB over høreterskelen (Tougaard et al. 2014). Reaksjoner ved relativt lave nivåer ble også vist av Thompson et al. (2013), men unnvikelse 5–10 km fra en seismisk kilde, og tilsvarende SPL og SEL på henholdsvis 165–172 dB re 1 145–151 dB re 1 $\mu Pa^2\ s^{-1}$. Nisene returnerte imidlertid raskt tilbake etter eksponeringen var avsluttet og viste også tilvenning til lyden etter flere dagers eksponering. Pirotta et al. (2014) viste også at beiteadferden til nise gikk ned opptil 40 km unna en seismikkundersøkelse (SEL fra 165–130 dB re $1\mu Pa^2 s^{-1}$). En annen tannhval som er studert, spermhval, viste ingen unnvikelse eller endring i dykkeadferd til fullskala seismiske undersøkelser hverken i Mexicogolfen (Miller et al. 2009) eller i Norge (Madsen et al. 2002). Det har også vært spekulert i om seismikk har vært årsaken til tre svært uvanlige tilfeller hvor et stort antall narhval har blitt fanget i isen over vinteren på grunn av at de ikke har vandret ut av sommerbeiteområdet til rett tid (Heide-Jørgensen et al. 2013).

Bardehvaler bruker lavfrekvent lyd til å kommunisere over store avstander. Seismiske pulser inneholder mye energi i det samme frekvensbåndet, og seismikk vil derfor kunne maskere kommunikasjonen. Studier har vist at både knølhval (Cerchio et al. 2014), finnhval (Castellote et al. 2012), blåhval (Di Iorio & Clark 2010) og grønlandshval (Blackwell et al. 2015) endrer vokaliseringen sin under seismiske undersøkelser. Grønlandshval reagerer for eksempel med å øke hyppigheten av vokaliseringen for å kompensere for økt støynivå, men bare dersom støyen er moderat (< 94 dB SEL re $1\mu Pa^2 s$) (Blackwell et al. 2015), mens de reduserer vokaliseringen dersom støyen øker (> 127 dB SEL re $1\mu Pa^2 s$), og blir helt stille ved nivåer over 160 dB SEL re $1\mu Pa^2 s$ (Blackwell et al. 2015). Finnhval kan endre både frekvens og båndbredde under seismikkeksponering (Castellote et al. 2012), slik at de vokaliserer på andre frekvenser enn seismikken bruker. Blåhvalen økte vokaliseringen signifikant under seismikkeksponering i et område hvor den hovedsakelig beiter og sosialiserer (Di Iorio & Clark, 2010), men det rapporteres at langdistansevokalisering hos den samme arten reduseres ved seismikk↑eksponering (Clark et al. 2006). Grunnen kan være at det for dyr som kommuniserer på nært hold, kan være viktig å opprettholde kontinuerlig kontakt, mens det under langdistanse↑signalisering til mottakere som er langt unna, ikke betyr så mye med mindre avbrudd i kontakten. Dette viser at konteksten er av stor betydning, både for hvordan dyrene reagerer, og for hvordan de påvirkes (alvorlighetsgraden).

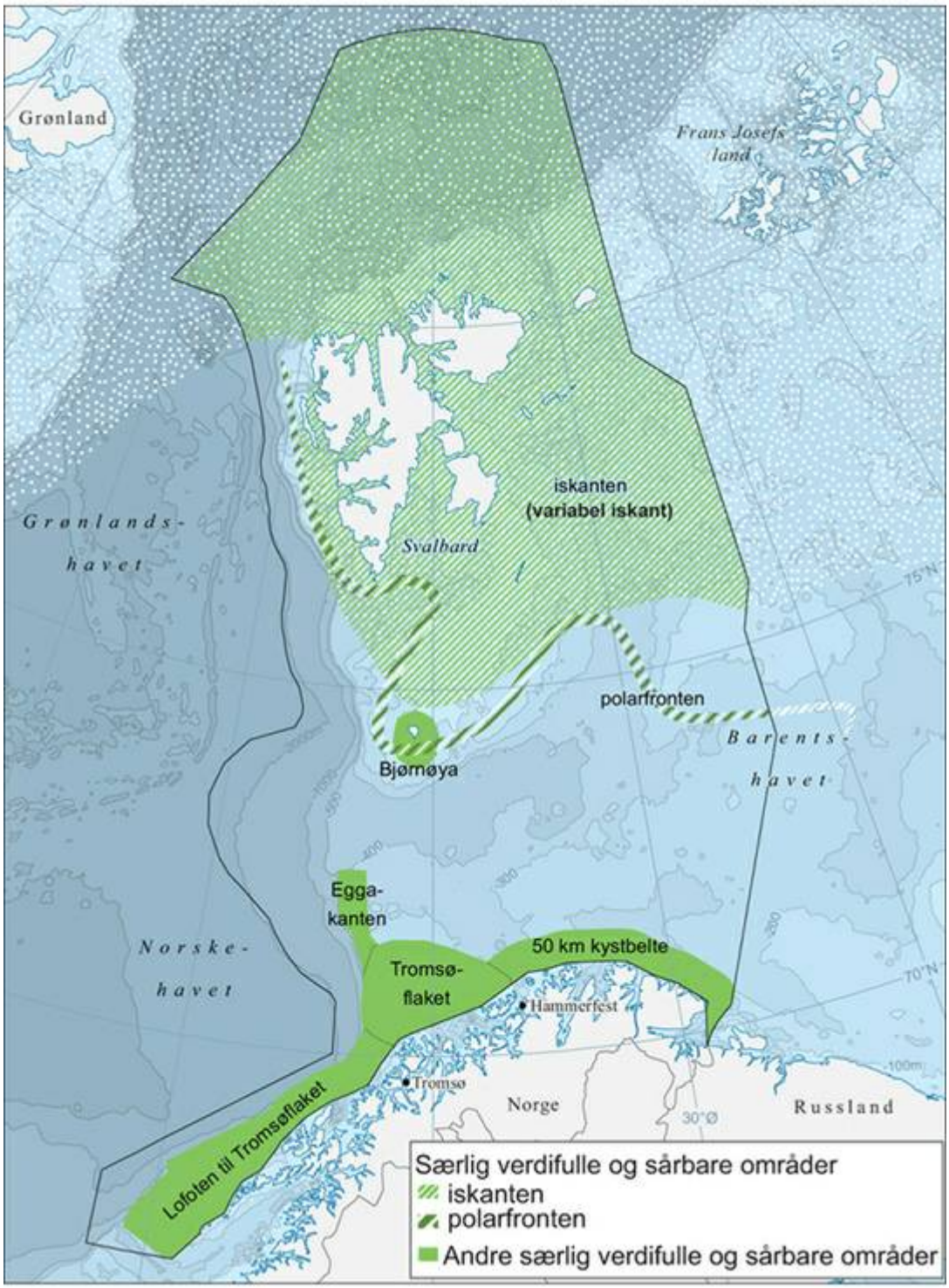
I Australia har en stor studie av hvordan knølhval reagerer på seismikk, ikke vist noen store responser (Dunlop et al. 2015 a, b), hverken i form av unnvikelse, svømmehastighet eller gruppestruktur i et vandringsområde. I motsetning til knølhval, har grønlandshval vist relativt kraftig unnvikelse fra seismiske kilder som er nærmere enn 8–10 km (Richardsen et al. 1986; Robertson et al. 2013). I tillegg viser de endret dykkeadferd og respirasjonsrate ved nivåer på ca. 8 km fra seismikk-kilden (Richardsen et al. 1986; Robertson et al. 2016). Finnhval, en vanlig art i våre farvann, er også påvist å unnvike seismikk-kilden (Castellote et al. 2012). Imidlertid var dette under parring, som foregår i tropiske og subtropiske strøk, mens finnhvalen beiter i norske farvann. Det er derfor usikkert hvor overførbart dette resultatet er.

Det er som nevnt ikke gjort studier av adferdsendringer som følge av seismikk på sjøpattedyr i Norge, men det har vært gjort relativt omfattende undersøkelser på en annen kraftig, pulset lydkilde, nemlig militære sonarer. Disse studiene har dokumentert effekter som unnvikelse av kilden, avbrutt beiteadferd og endret vokalisering (for eksempel Miller et al. 2012; Sivle et al. 2014; Harris et al. 2016; Cure et al. in prep.). Slike sonarer opererer med høyere frekvenser enn luftkanoner (vanligvis 1–7 kHz), men begge typer signaler er godt hørbare for alle sjøpattedyr.

3.2.3 - Kunnskapsgrunnlag om seismikk i nordområdene

I dag er den sørligste delen av Barentshavet åpen for kommersiell seismikk, mens den nordlige delen ikke er det. Imidlertid foregår det til tider også noe seismikk i ikke-åpnede områder, enten i regi av Oljedirektoratet eller for ulike forskningsformål foretatt av forskningsinstitusjoner. Økosystemet i Barentshavet er sannsynligvis også det av våre havområder som er underlagt den største økningen i press, fra ytre påvirkning som seismikk, skipstrafikk og fiskeri, og i tillegg har den raskeste endringen i sjøtemperatur. Begge disse faktorene påvirker både leveforhold og utbredelse av dyrene som finnes her. Barentshavet er et grunt hav med store bankområder og er karakterisert av varme, atlantiske vannmasser i sør og kalde, polare vannmasser i nord som møtes langs den produktive polarfronten. Fordelingen av vannmassene har stor betydning for fordelingen av dyr på alle trofiske nivåer i økosystemet her. Det nordlige Barentshavet har et arktisk økosystem og er avhengig av isdannelse om vinteren. Sjøisdekket i dette området har vært rekordlavt de siste årene på grunn av økt innstrømming av atlantiske vannmasser og minsket innstrømming av sjøis fra nord (Lind et al. 2016). Disse to faktorene ligger til grunn for at Barentshavet er et av de områdene i verden som varmes opp raskest (Screen og Simmonds 2010; Comiso og Hall 2014; Lind et al. 2016).

I Klima- og miljødepartementets forvaltningsplan (Meld. St. 20 (2014–2015)) er flere områder i Barentshavet definert som særlig verdifulle og sårbare (figur 2.2.1). Barentshavet er oppvekstområde for mange fiskeslag, som sild, torsk og lodde, på grunn av den høye produksjonen her. I tillegg til å være Norges viktigste fiskeriressurser er disse en del av næringskjeden som fôrer verdens høyeste tettheter av sjøfugl. De nordlige delene av Barentshavet er i tillegg et viktig beiteområde for flere arter av sjøpattedyr. Av disse grunnene anses Barentshavet som et særlig sårbart økosystem, og det er derfor ekstra utfordringer som bør tas hensyn til i rådgivningen. Store deler av havet nær norskekysten og rundt Bjørnøya er vernet (Meld. St. 20 (2014–2015)), mens området mellom disse per i dag er åpnet for kommersiell seismikk.



Figur 3.2.1. Oversikt over særlig verdifulle og sårbare områder i Barentshavet. Avgrensningen av iskanten er satt på grunnlag av data for isutbredelse i perioden 1985–2014. Kilde: Norsk Polarinstitutt, reprodusert fra forvaltningsplan Barentshavet og Lofoten, oppdatering 2014–2015.

Barentshavet er også tilholdssted for mange arter av spesiell interesse for norsk og europeisk artsmangfold. Dette gjelder blåkveite, vanlig uer, pigghå, grønnlandshval, narhval, klappmyss, ringsel og hvalross, som alle regnes som truede arter, og hvor 25 % eller mer av den europeiske bestanden finnes i Norge (såkalte ansvarsarter) (Henriksen & Hilmo, 2015). I tillegg er det ulike arter av både fisk og hval som er listet som truet i Barentshavet: grønlandshval, storskate, steinkobbe, blålange, ål, blåhval, grønlandshval og piggishavsreke

(Henriksen & Hilmo, 2015). Håkjerring er kategorisert som nær truet på den globale rødlisten, men er ikke inkludert i den norske rødlisten siden det ikke finnes tilstrekkelig kunnskap om utbredelse og mengde i norske farvann (Henriksen & Hilmo, 2015).

Særlig viktige arter av sjøpattedyr i arktiske områder

Noen arter av sjøpattedyr som kun finnes i Arktis, er ansett som særlig sårbare. Narhvalen, for eksempel, er regnet som ekstremt sensitiv for forstyrrelser og kan reagere på skipsstøy ved store forflytninger selv ved lave lydnivåer (94–105 dB re 1µPa) (Finley et al. 1990). Ved tre anledninger har et stort antall narhval blitt fanget i isen grunnet sen utvandring fra sommerbeiteområde, sammenfallende i tid med seismikkundersøkelser og på en måte som er svært uvanlig. Heide-Jørgensen et al. (2013) knytter dette opp mot at narhvalen avventet migrasjonen bort fra området, da det ville ført den nærmere seismikkundersøkelsen, og dermed ble fanget da isen kom. Dette kan tyde på at seismikk kan forstyrre migrasjon hos narhvalen.

En annen arktisk art er grønlandshval, en av de største og desidert lengstlevende og saktevoksende dyrene som finnes. Denne ble i tidligere tider fangstet så kraftig at den nesten ble utryddet, og regnes i dag som truet. Den finnes i hele Arktis og deles i fem bestander, hvorav én av disse, Spitsbergen-bestanden, finnes i området mellom Øst-Grønland og østover til Karahavet, med hovedkonsentrasjon rundt Svalbard. Bestanden er svært lav, rundt 100 individer (Bjørge et al. 2010). Som nevnt i avsnitt 2.2 er grønlandshval påvist å unnvike seismikk, selv ved lave nivåer eller store avstander, samt endre dykk- og respirasjonsrate (Richardsen et al. 1986; Robertson et al. 2013; Robertson et al. 2016). Grønlandshvalen er også en vokaliserende art, særlig i forbindelse med paringen i mars–april, hvor kommunikasjon er helt avgjørende for å lokalisere partnere og gjennomføre en suksessfull paring (Bjørge et al. 2010). Grønlandshvalen er derfor en art som bør anses som svært sårbar for seismikk.

Barentshavet er et viktig beiteområde for mange arter av hval, særlig sommerstid, da mange bardehvaler kommer hit for å beite på de rike forekomstene av zooplankton og fisk. Det er særlig vågehval, knølhval og finnhval som er de mest tallrike (Bjørge et al. 2010). Disse kommer til Barentshavet om sommeren primært for å beite og har ofte migrert over lange distanser for å komme hit. En bardehval på rundt 40 tonn (tilsvarende en liten finnhval) må spise 600–1600 kg daglig for å få dekket energibehovet sitt (Bjørge et al. 2010). Bardehvalene er derfor helt avhengige av å være i områder med høye tettheter av byttedyr for å dekke energibehovet sitt.

Vågehval, finnhval og knølhval kan finnes over hele Barentshavet, men områdene vest for Spitsbergen skiller seg ut som høytetthetsområder hvor alle disse artene oppholder seg og beiter i perioden juni–september/oktober. På høsten er knølhval ofte også observert i store konsentrasjoner øst for Svalbard, hvor de oppholder seg før de starter migrasjon sørover mot parings-/kalvingsområder langs ekvator.

Det er uvisst hvordan seismikk påvirker beiteaktiviteten hos disse dyrene, men som beskrevet i avsnitt 2.2.2 har ulike arter av hval, blant annet knølhval, i området mellom Bjørnøya og Spitsbergen vist en signifikant reduksjon i beiteaktivitet ved eksponering for militær sonar, som er en annen kraftig, pulset lydkilde. Da knølhvalen ikke regnes som en særlig sensitiv art, vil en kunne anta at arter som vågehval, som regnes som mer sensitive for forstyrrelser, kan komme til å reagere likt eller kraftigere. Det er derfor ikke urimelig å anta at både vågehval og finnhval vil kunne bli forstyrret eller avbrutt i beiteaktiviteten ved eksponering for seismikk.

Særlig viktige arter av fisk i arktiske områder

Nordøstatlantisk blåkveite er en selvstendig populasjon og en ansvarsart for Norge, det vil si at mer enn 25 % av populasjonen oppholder seg her (Henriksen & Hilmo, 2015). Hoveddelen av voksen blåkveite er fordelt langs eggakanten mellom Fastlands-Norge og Svalbard gjennom hele året, og gytingen foregår også her.

Hovedgytingen foregår på dypt vann (500–800 m) om høsten og vinteren på eggakanten mellom 70 og 75 °N. Dette er det eneste kjente gyteområdet i Norge for blåkveite og bør derfor tas spesielt hensyn til.

Kloskate er også en slik ansvarsart, og er den hyppigst forekommende arten av skater i Barentshavet og utgjør 96 % av antallet og omtrent 92 % av biomassen av skater fanget på vitenskapelige tokt og som bifangst (ICES WGEF 2018). Det er lite konkret kunnskap om viktige oppholds↑områder.

Vanlig uer er en annen ansvarsart, som i tillegg er rødlistet i Barentshavet. Arten lever på 100–500 meters dyp på kontinentalsokkelen, langs kysten og i noen fjorder. Utbredelsen går så langt nord som til Spitsbergen, men forekommer sjelden i fiskbare mengder nord for Tromsøflaket/Bjørnøya. Ueren legger ikke egg slik som de fleste andre fisk, men føder levende yngel. Det er ikke yngleområder i Barentshavet.

I Barentshavet finnes det fem arter som er listet som truet på den globale rødlisten: storskate, steinkobbe, ål og håkjerring. Men også for disse har man lite kunnskap om viktige oppholdsområder.

3.3 - Kunnskapsgrunnlag om lydutbredelse og effektsoner

Når man skal si noe om effektsoner, altså avstander fra undersøkelsen der fisk blir påvirket, er det storskalaforsøk med realistiske lydkilder som er den mest pålitelige metoden for å innhente kunnskap. I slike forsøk må det gjøres observasjoner av fisk i et stort område før, under og etter eksponering, og metodikken må være tilpasset å bestemme avstand, og helst lydnivå, for fisk som reagerer. Slike forsøk er fåtallige fordi de er svært kostbare å gjennomføre, og det finnes per i dag kun én slik studie som var spesifikt designet for å undersøke nettopp dette. Engås et al. (1996) brukte et 82-liters (5003 in³) luftkanonarray der det ble avfyrt skudd hvert 10. sekund i fem dager på Nordkappbanken i Barentshavet. Fisken ble kartlagt ved hjelp av ekkolodd og fangst av torsk og hyse i et område på 40 x 40 nautiske mil rundt luftkanonarrayet. Både den akustiske kartleggingen og fangstdataene viste en betydelig nedgang i mengde fisk i en avstand på 20 nmi fra seismikkfartøyet under og etter eksponering. Ut ifra dette forsøket kan en si at torsk og hyse kan reagere ved unnvikelse i avstander ut til 20 nmi. Lydtrykket ble ikke målt, men teoretiske beregninger av lydnivået har vært utført (Handegard et al. 2013). Løkkeborg et al. (2012) gjorde et lignende forsøk i Vesterålen, der de foretok observasjoner av flere fiskearter rundt en ekte seismisk undersøkelse. Det ble også gjort målinger av lyden. I dette forsøket var reaksjonene hos fisken mer variable. Fisken ble værende på fiskebankene, bortsett fra seien, som viste en nedgang etter at seismikken startet. Det ble vist at garnfangsten økte, mens linefisket minket under eksponering. Dette blir forklart med at økt svømmeaktivitet som følge av seismikkeksponeringen gjør fisken til et lettere bytte for garnet, men at motivasjonen for å ta til seg mat, og dermed en krok, minker for fisk som blir påvirket av seismikken. En viktig forskjell mellom disse to studiene er at i Engås et al. (1996) var lydkilden i ro under hele forsøket, som varte i fem dager, mens i Løkkeborg et al. (2012) forflyttet lydkilden seg over store avstander i løpet av 38 dager. Løkkeborg et al. (2012) var ikke designet for å finne noen lydterskel eller avstandsgrense for adferdsresponser, men så mer på fangsttall og mengde fisk generelt i området rundt en ekte seismikkundersøkelse før, under og etter.

Selv om vi ser at reaksjonen vist av Engås et al. (1996) skjer ut til en avstand på 20 nmi, kan det diskuteres om dette vil gjelde for alle områder. Det er derfor ønskelig å bruke modeller som kan finne ut ved hvilke avstander fra kilden lydnivået tilsvarer nivået som fisken opplevde ved 20 nmi fra kilden på Nordkappbanken. Lydutbredelsen i ulike områder varierer betydelig avhengig av dyp, bunnstruktur og parametere i vann og bunn. Dette kan studeres ved hjelp av målinger eller teoretiske beregninger.

For å kunne beregne lydnivået ved en gitt avstand fra kilden er det viktig å ha god nok kunnskap om parameterne som må inngå i en slik modell (Farcas et al. 2016), som lydkilde, vanndyp, bunntopografi,

egenskaper i bunn og vannkolonne (tetthet, lydhastighet og demping). Ulike modeller kan gi ulike resultater, og det er ikke alltid at modellen stemmer med aktuelle målinger. I slike tilfeller er det viktig å undersøke hvorfor og hvordan ulikheter oppstår. Ainslie et al. (2016) sammenlignet flere modelltyper og konkluderte med at de testede modellene hadde ganske godt samsvar (innenfor 3 dB) opp til 200 Hz, mens forskjellene økte for høyere frekvenser. Eksempelet som skulle modelleres, var likt for alle modellene med gitt luftkanonoppsett og parametere for hav og bunn. Det som hadde størst betydning for lyden i fjernfeltet, var hvordan kildesignaturen, det vil si beskrivelsen av lyden ut fra kilden, var implementert i modellen. Denne må gjerne simuleres først i en separat modell, for så å brukes som input i en lydpropagasjonsmodell. Det kan gjøres på ulike måter, for eksempel ved å 1) beregne tilsvarende lyd for en punktkilde (Equivalent point source method), eller ved å 2) beregne lydfeltet nær luftkanonarrayet og så bruke dette feltet som input til en lydpropagasjonsmodell. Man kan også 3) beregne lydfeltet for hver enkelt luftkanon og deretter addere feltene for å etterligne et array. Den første metoden gir ingen informasjon om lyden i nærfeltet, men det gjør de to siste [CITATION Ain16 \l 1044]. Direktiviteten til kilden vil spille en rolle for lydutbredelsen. De fleste luftkanonarray gir maksimal lyd nedover og mindre lyd horisontalt (Caldwell og Dragoset 2000). Kildens utstrålingsmønster er også forskjellig på langs og på tvers av linjeretningen (Westerdal 2017). Dette kan påvirke resultatet og gi en lengre sikkerhetssone på tvers enn på langs i forhold til retningen på luftkanonarrayet. Lyden vil dessuten variere med dyp, så en må vurdere hvilket dyp man skal forholde seg til, eller om man skal bruke maksimalt lydtrykk uavhengig av dyp.

For å øke sjansene for at modellen gir et riktig resultat, må den kalibreres for det aktuelle området og for lydkilden som skal modelleres. En slik kalibrering gjøres ved å sammenligne modellen med målinger for aktuell lydkilde og område. Ved bruk av modeller og lydgrenser vil det bli nødvendig å måle lydnivået ved ulike avstander fra kilden og ulike dyp. Det hadde vært ønskelig å ha målinger både av lydtrykk og partikkelakselerasjonen i tre dimensjoner. (En bør i alle fall undersøke med målinger om det er riktig å anta frittfelts lydutbredelse der det er en enkel lineær relasjon mellom lydtrykk og partikkelhastighet, eller om det er en mer komplisert relasjon mellom partikkelakselerasjon og lydtrykk i ulike avstander fra en seismisk kilde.) Sammenligning med målinger må gjøres for hvert luftkanonoppsett og for hvert område fram til vi har kontroll på hvilke forenklinger og tilnærminger som kan gjøres uten at resultatet blir for unøyaktig.

Gode modeller for lydpropagasjon eksisterer allerede, så det er gjerne kunnskap om parametere og kalibrering for områdene av interesse som mangler. Dette er kunnskapshull som er relativt enkle å fylle. Med hensyn til påvirkningen på fisk er man ikke i mål før man vet hvilken egenskap ved lyden, og hvilket nivå av denne egenskapen, som får fisken til å reagere, og hvordan dette vil påvirke bestanden som helhet. Det er det største kunnskapshullet i denne sammenhengen.

3.4 - Konsekvensvurderinger om effekter av seismikk på marine organismer

3.4.1 - Fisk

Konsekvenser for gyting og gytevandring

Basert på studiene som er gjort på fangst og fangsttilgjengelighet (Engås et al. 1996; Løkkeborg & Soldal 1992), kan man forvente at torskefisk potensielt kan påvirkes adferdsmessig i en avstand ut til minst 20 nmi (33 km) fra en seismisk kilde, og at fisken vil forflytte seg bort fra området den oppholder seg i.

Dersom en ved seismisk påvirkning skulle komme til å forflytte deler av en fiskebestand for eksempel 20 nmi, er det liten grunn til å anta at en slik lokal forflytning vil være skadelig på bestandsnivå. Gytefeltene og vandringen mot disse er derimot noe annerledes. Grunnen til dette er at fisken regnes som særlig sårbar i denne perioden, da størstedelen av en bestand ofte oppholder seg i et begrenset område og unnvikelse av dette området kan føre til nedsatt gyting og økt yngeldødelighet. Stedet og tidspunktet for gytingen er ikke tilfeldig. Eggene vil bli

gytt på et tidspunkt og på et sted der de kan drive med havstrømmene og klekkes i et område med rik tilgang på mat. Gyting eller klekking av egg sammenfaller derfor gjerne i tid med for eksempel våroppblomstringen. Når fisken er på selve gytefeltet eller er på vandring mot dette, kan derfor forflytninger i størrelsesorden 20 nmi få betydning for selve gytingen eller for fordelingen av egg på gytefeltet. Eventuelle påførte forflytninger vil sannsynligvis også ha større betydning når gytebestanden er lav og gytefeltet er begrenset til et mindre, men optimalt område, enn når gytebestanden er høy eller gyteområdet stort. Den direkte effekten av en forstyrret eller forflyttet gyting vil i praksis ikke være mulig å måle på larve nivå ettersom en ikke har noe direkte sammenligningsgrunnlag, og fordi de naturlige variasjonene i tallrikhet fra år til år kan være store. De påviste kraftige unnvikelsene er undersøkt for hovedsakelig torsk og hyse, men det vil være rimelig å anta at lignende reaksjoner kan inntreffe hos andre torskefisk som for eksempel sei, øyepål, hvitting og lysing. Arter som er avhengige av et helt spesielt bunnsubstrat for å gyte, som sild og lodde, eller som har en helt spesifikk bunntilknytning, som tobis, anses også som særlig sårbare, da en mulig forflytning på 20 nmi kan føre dem bort fra dette spesifikke bunnhabitatet og dermed forhindre gyting.

På bakgrunn av det overnevnte bør viktige gytefelt skjermes for den påvirkningen som seismisk skyting representerer. Særlig gjelder dette for arter med gytefelt som har begrensede gyteområder og ?perioder.

Under fiskens vandring til gyteområdene kan også forstyrrelser fra kraftig lyd potensielt gi avvik i det normale vandringsmønsteret, som igjen kan gi opphav til betydelige forstyrrelser i vandringsrutene. For de artene som har svært konsentrerte gytevandringer, det vil si der store deler av bestanden passerer små og smale områder like før de rekker gytefeltet, bør disse rutene skjermes for seismikk. Det gjelder hovedsakelig nordøstarktisk torsk (NEA-torsk) og norsk vårgytende sild (NVG-sild). Lodde kan til dels også ha slike vandringer, men disse er svært uforutsigbare og varierer mye fra år til år og har derfor ikke vært mulige å kartfeste. Generelt er det vanskelig å kartfeste slike vandringsruter ettersom dette er svært dynamisk og rutene varierer i både tid og rom fra det ene året til det andre. Hele innvandringsruten utgjør i praksis et mye større område enn det som er angitt i disse kartene, men den som er vist her, anses som den mest sannsynlige og minst variable.

Konsekvenser for egg og larver

Det er utført en verste-tilfelle-beregning av andelen larver i en bestand som kunne bli drept under en typisk seismisk 3D-undersøkelse som dekker et areal på 500 km². Det ble funnet at maksimalt 0,45 % av larvebestanden kunne bli drept av en undersøkelse. En har også beregnet en forventningsverdi som mer representerer det en i gjennomsnitt ville forvente ble drept i bestanden. Denne andelen er beregnet til om lag 0,3 0 av bestanden for hver 3D-undersøkelse. De daglige dødelighetsratene i løpet av undersøkelsen er beregnet til 0,18 0 per døgn i verste tilfelle og 0,012 0 per døgn i gjennomsnitt. Sett i relasjon til daglige naturlige dødelighetsrater på egg- og larvestadiet – 5–15 % per døgn, og senere 1–3 % per døgn fram til 0-gruppestadiet – er dette så lave dødelighetsrater at de kan regnes som ubetydelige i bestandssammenheng.

Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke seismikkaktivitet i områder med høye konsentrasjoner av egg og larver.

Konsekvenser for beiting

Fisk kan bli forstyrret i beiteadferden når de er utsatt for seismikk (Løkkeborg et al. 2012) og annen menneskeskapt støy (Purser & Radford 2011; Voelmij et al. 2014; Sabet et al. 2015). Dette medfører at energiinntaket reduseres, samtidig som energibruken gjerne øker som følge av økt svømmeaktivitet. Det er derimot usikkert hvor stor potensiell effekt dette kan ha på bestandsnivå, ettersom beiting, i motsetning til gyting, ofte foregår over svært store områder. En forflytning av beitende fisk på 20 nmi vil ikke nødvendigvis føre til nedsatt matinntak over lang tid eller for en så stor andel av bestanden at det vil gi konsekvenser på

bestandsnivå. Vi kan anta at beitende fisk har større muligheter til å forflytte seg uten å miste beitemuligheter, derfor antas lokale forstyrrelser å ha mindre effekt. Store endringer i bakgrunnsstøy i store områder skal imidlertid unngås.

Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke seismikkaktivitet i beiteområder for fisk, men anbefaler at seismiske undersøkelser ikke skjer veldig nær hverandre i tid og rom, for å sikre at det finnes stillere områder å forflytte seg til for fiskene.

Konsekvensvurdering av frarådingssoner

Havforskningsinstituttet fraråder per i dag gjennomføring av seismiske undersøkelser innen og nær aktive gytefelt og i farvann med konsentrert gytevandrende fisk. Det har vært mange diskusjoner om hvor langt unna gyteområdene en må være for å ikke påvirke fisken. I seismikkrådgivingen til HI blir det brukt en 20 nmi-buffersone rundt gytefeltene basert på Engås et al. (1996). For borestedsundersøkelser som bruker mindre luftkanonoppsett, vil den effektive skremmeavstanden bli mindre. En vurdering basert på lydtrykkmålinger fra typiske 3D kanonoppsett og BSU-liknende kanonoppsett presentert av Malme et al. (1986) og Pearson et al. (1987) i forhold til høre- og responsterskler (Popper et al. 2014) for bunnfisk, tilsa at en ved en typisk borestedsundersøkelse kunne utløse skremmeatferd på ca. en fjerdedel av avstanden som ved en 3D-undersøkelse (Dalen, 2008). Buffersone for borestedsundersøkelser er derfor satt til 5 nmi.

Det kan diskuteres om frarådingssoner på 20 og 5 nmi er det riktige alternativet for å beskytte gytefelt og gytevandringer. Disse grensene er basert på få undersøkelser, og det blir ikke tatt hensyn til at ulike luftkanonoppsett kan gi støy med ulik rekkevidde. Havdyp og bunntype vil også påvirke lydutbredelsen i stor grad. Fast avstand for frarådingssone uavhengig av luftkanon↑↑oppsett kan i tillegg være demotiverende for å utvikle metoder som er mer skånsomme mot marine dyr.

Et alternativ til dagens grenser kunne være å beregne lydnivået brukt i Engås et al. (1996) ved 20 nmi og bruke dette som en lydgrense. I de følgende avsnittene vil vi diskutere utfordringene med å bestemme hva lydnivågrensen kunne være, og hvordan den kunne beregnes.

For å forstå bedre hva som inngår i en lydpropagasjonsmodell, og forstå variasjonen mellom ulike havområder, har Havforskningsinstituttet testet ut modelleringsverktøyet dBSea. Dette er utledet i detalj i Appendix II, og kun resultatene er vist her. Lydnivåene er uttrykt i form av ↔sound exposure level≈, SEL, som er en enhet basert på energien i lyden (ANON 2017). Dette er en enhet som er vanlig å bruke for transiente signaler, altså brå, kortvarige og kraftige lyder. SEL for en 1 sekund lang periode gir samme verdi som RMS (root mean square), men for lengre eller kortere perioder vil disse være ulike.

Vi har testet modellen for fire ulike havområder, indikert i figur 2.3.1:

- Nordkappbanken i Barentshavet
- Vesterålen i Norskehavet
- Norskehavet lenger sør
- Nordsjøen sør

Disse representerer de tre havområdene vi gir råd for: Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. Vesterålen ligger i et område som per i dag ikke er åpent for kommersiell oljeleting, men er tatt med grunnet studien til Løkkeborg et al. (2012), med faktiske målinger av lydnivå som modellene kan testes mot. Disse fire havområdene har ulike egenskaper. Områdene lenger sør i Norskehavet og Nordsjøen ble valgt fordi de representerer havområder med mye seismikk↑aktivitet, og fordi de har annen bunn og dybde som kan

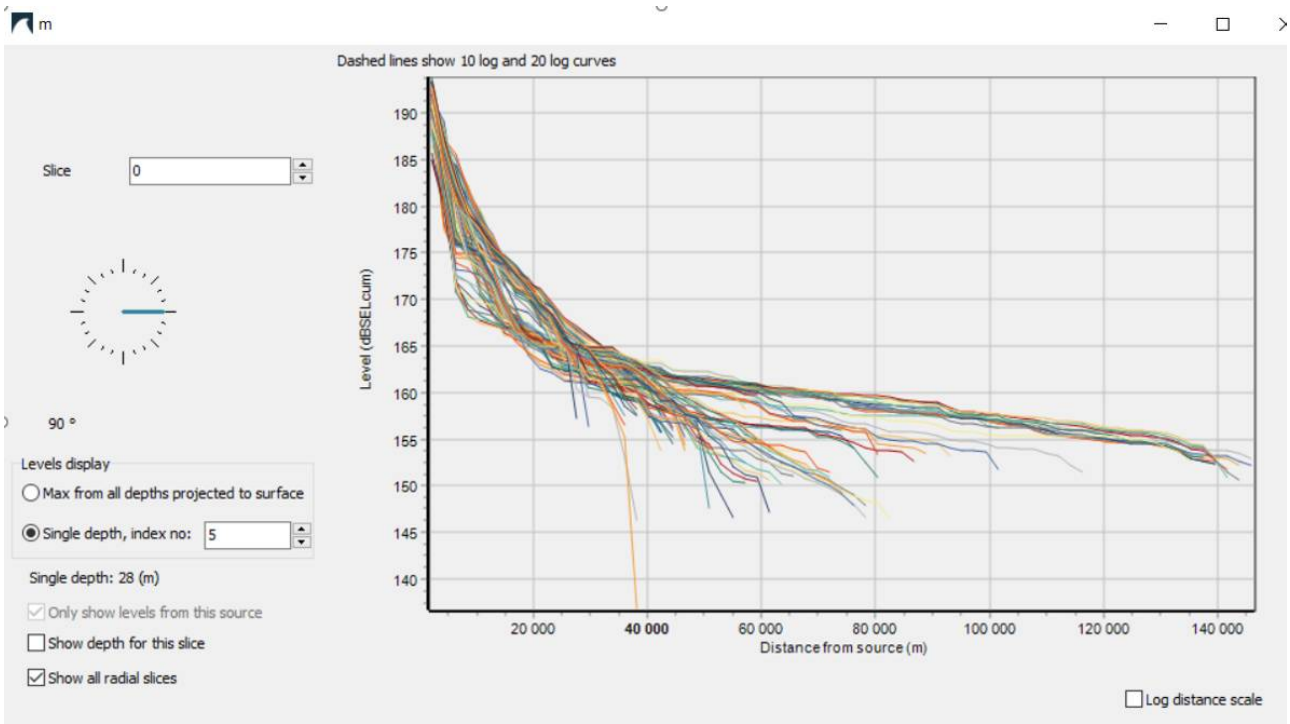
demonstrere eventuelle forskjeller i lydpropagasjon.

Vi valgte å bruke samme kildenivå som oppgitt i Handegard et al. (2012): SEL = 250.5 dB re 1 uPa²s. Bunnkart for de ulike havområdene ble hentet fra http://portal.emodnet-bathymetry.eu/.

Figur 2.3.1. Kart over modellerte områder. Kryss viser områder som er forsøkt simulert i dBSea.

Vår interesse er hovedsakelig hvordan lydnivået endrer seg med avstand, spesielt rundt 5 og 20 nmi fra kilden. Detaljer om metoden, regnemodeller, parametere og antakelser er gitt i Appendix II. Et eksempel på resultat er vist i figur 2.3.2 for lydutbredelse i Vesterålen. Der er det et radialplott med 360 kurver som viser lydnivået som funksjon av avstand fra kilden, én for hver grad i alle retninger. Variasjonen mellom kurvene gjenspeiler variasjon i lydnivå i ulike retninger. Her er lydnivået ved 28 m dyp valgt ut for å sammenligne med resultater i Handegard et al. (2013) for samme område. For Nordkappbanken var det mye mindre variasjoner med retning grunnet mye jevnere dyp. Lydnivå (SEL) ved avstand fra kilden på 5, 10 og 20 nmi fra alle fire områdene ble plukket ut fra Radial-plottet og vist i tabell 2.3.1. Modelltypene ↔Normal modes≈ og ↔Ray tracer≈ er ulike regnemetoder som kunne velges i dBSea-programvaren. Spredningen i lydverdier for hver modelltype demonstrerer variasjon med retning. Forskjellen mellom de ulike modelltypene kan bety at en må kalibrere disse på ulik måte, i dette tilfellet at kildenivået må settes til ulike verdier for ulike modelltyper for å få samme resultat. Det er også slik at ulike modelltyper fungerer best til ulike formål; en oversikt over dette er gitt i Farcas

et al. (2016). En må vurdere hvilken modelltype som egner seg best for lydpropagasjon fra luftkanoner. Det er ikke gjort her.

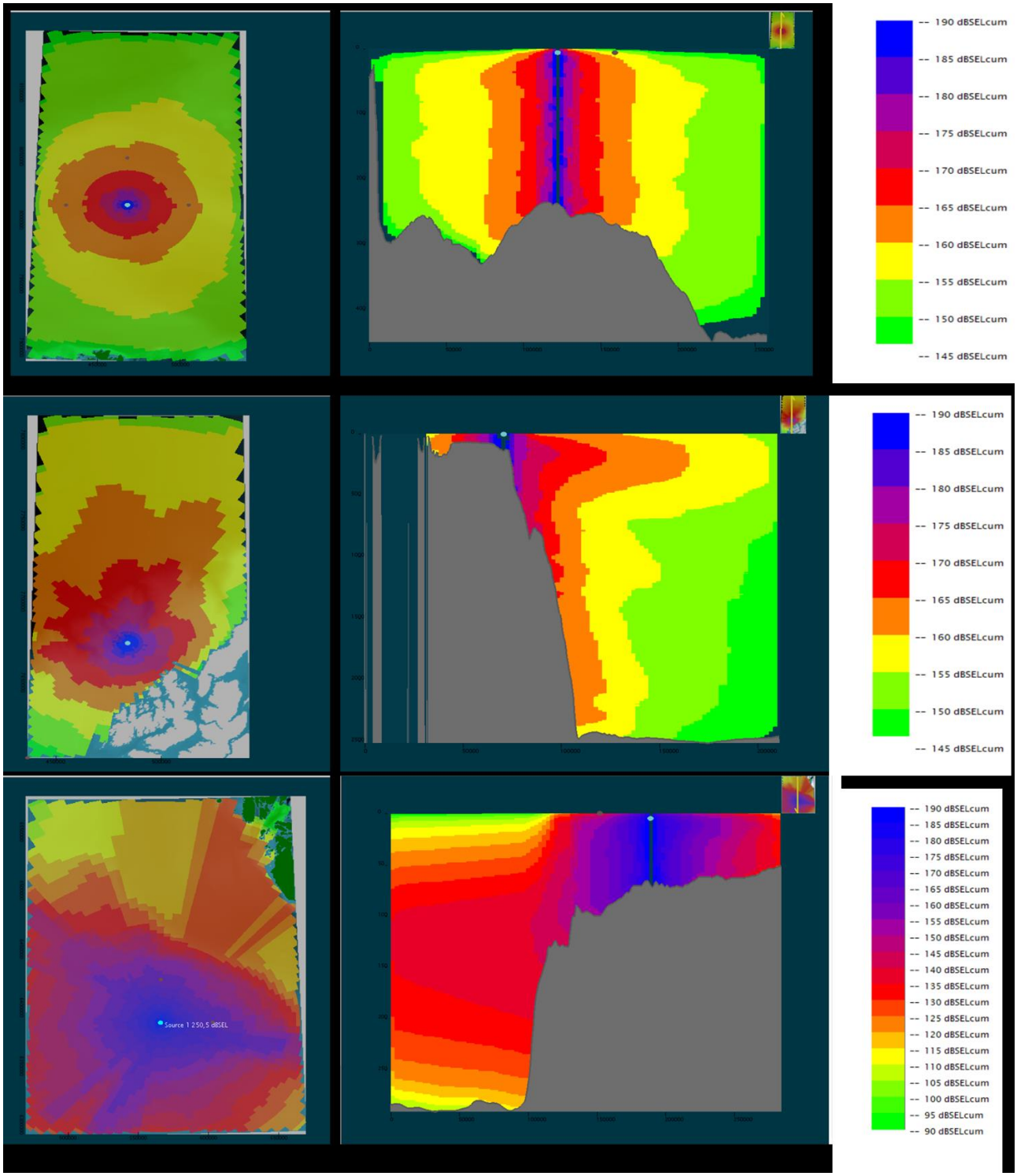


Figur 2.3.2. Vesterålen Ray tracing. Kurvene representerer lydnivået i ulike retninger for 360°. Grunnen til at kurvene har ulik lengde, er dimensjonene på modellen (størrelsen på området) og nærheten til land.

***Tabell 2.3.1**. Lydberegninger av SEL (dB re 1 µPa²s) for 5, 10 og 20 nmi avstand fra lydkilden i ulike havområder med to ulike modelltyper. Nivået er plukket ut ved 28 m dyp. Kartet over havområdene er hentet fra emodnet-bathymetry, nivået på lydkilden var 250.5 dB re 1 µPa²s ved 1 m. Spredningen i SEL-verdiene er mål på øverste og nederste kurve fra det radielle plottet (som vist i figur 2.3.2).*

Sted	Modelltype	SEL ved 5 nmi	SEL ved 10 nmi	SEL ved 20 nmi
Nordkapp	Normal modes	173–176	167–169	160–163
Nordkapp	Ray tracer	179–181	172,5–174	167–168
Vesterålen	Normal modes	162–192	160–182	120–196
Vesterålen	Ray tracer	162–180	157–173	145–165
Norskehavet	Normal modes	166–181	159–173	140–174
Nordsjøen	Normal modes	173–176	164–171	152–165

En skjermdump fra modellen er vist i figur 2.3.3.



Figur 2.3.3. Skjermdump fra dBSea for Nordkappbanken (øverst), Vesterålen (midten) og Nordsjøen sør (nederst). Alle viser snitt sett ovenfra til venstre og tverrsnitt til høyre. Merk at skalaen for Nordsjøen er annerledes enn for de to andre.

For å kunne vite om modellen er riktig, må den kalibreres med målinger, noe som ikke er gjort i disse tilfellene. Vi fikk ikke så godt samsvar med resultatene fra Handegard et al. (2013), men vi fortsatte likevel å bruke samme kildenivå for alle beregningene. Vi kan anta at den relative forskjellen mellom lydutbredelsen for de ulike havområdene er realistisk for de parameterne vi har valgt. Dette viser dermed hvor forskjellig lydfeltet kan bli ved ulike havområder for den samme kilden. I virkeligheten vil nok parameterne for vannsøyle og bunn være noe ulike det som er brukt her, og parametere som temperatur vil gi variasjoner gjennom året i vannsøylen.

For Nordkappbanken, der dypet er relativt jevnt rundt ca. 300 m, er lydutbredelsen relativt symmetrisk, med tilnærmet sylindrisk spredning (fig. 2.3.3, øvre panel). Ved 20 nmi varierer SEL mellom 160 og 163 dB re 1 µPa²s ved 28 m dyp for modelltypen Normal modes, mens den for modelltypen Ray tracing er 167–168 dB re 1 µPa²s.

For Vesterålen, der lydkilden er plassert i et område med ca. 140 m dyp og dypet ikke langt unna brått øker til > 2000 m ved eggakanten, blir lydforplantningen langt mer usymmetrisk. Fra tverrsnittplottet ser vi at lyden er kraftigere i det øverste laget, med et maksimum ved ca. 200 m dyp som trolig har med lydhastighetsprofilen å gjøre (fig. 2.3.3, midterste panel). Ved 20 nmi er SEL 145–165 dB re 1 µPa²s for Ray tracing, men for Normal modes er SEL 120–196 dB re 1 µPa²s. Vesterålen er det havområdet som har størst dybdevariasjon, og dermed også de største variasjonene i lydnivå med retning. Det er i tillegg stor forskjell mellom resultatene for de ulike modelltypene.

For Norskehavet lenger sør er kilden plassert i et område med 270 m dyp. Dypet er omtrent som for nordkappbankområdet, men her er lydutbredelsen mer usymmetrisk. Det skyldes nok mange og bratte dybdevariasjoner, og kanskje at lydkilden er plassert litt ↔usymmetrisk≈ til siden over en bratt fjelltopp. Slike lokale variasjoner i bunnen vil sannsynligvis skape lokale variasjoner i lydutbredelsen også. Ved 20 nmi er SEL 140–174 dB re 1 µPa²s, som er både lavere og høyere enn for Nordkappbanken avhengig av retning.

I Nordsjøen er kilden plassert ved 70 m dyp. Ved 20 nmi er lydnivået 152–165 dB re 1 µPa², som er innenfor samme nivå som flere av de andre områdene. Ved større avstander enn 20 nmi kan en se tydelig at lyden blir raskere svekket her enn i de andre modellerte områdene. Det kan skyldes både bunnparametere og dyp. Grunne områder (< 100 m), som dem man finner i Nordsjøen, får mange refleksjoner mellom bunn og havoverflate som demper lyden raskere, og av samme grunn får parameterne for bunn og overflate større betydning enn for dypere områder (Farcas et al. 2016). Fordi deler av området fikk SEL-verdier lavere enn nederste verdi på fargeskalaen, ble det valgt en annen fargeskala for Nordsjøen i nederste panel i figur 2.3.3.

Disse resultatene viser tydelig at lydutbredelsen varierer mye mellom de ulike områdene. Lydnivåverdiene som er angitt her, er ikke kalibrert og kan derfor bare brukes til relativ sammenligning mellom områdene. For 20 nmi på Nordkappbanken, hvor Engås et al. (1996) dokumenterte skremmeeffekt, ligger det modellerte SEL-nivået på 160–168 dB re 1µPa²s. I Nordsjøen vil samme kilde gi et litt lavere lydnivå ved 20 nmi: 152–165 dB re 1µPa²s, noe som ved direkte sammenligning kunne resultert i en noe mindre frarådingssone. I Norskehavet vil lydnivået bli både høyere og lavere enn på Nordkappbanken, avhengig av retning.

På Nordkappbanken, der frarådingsgrensen på 20 nmi har sin opprinnelse, er lydfeltet ganske likt i alle retninger på grunn av det jevne havdypet. For de andre områdene er det relativt store variasjoner med retning. Frarådingssoner basert på en lydgrense vil derfor resultere i svært usymmetriske grenser for områder med usymmetrisk havbunn. Den største utfordringen med å bruke lydgrenser for frarådingssonen rundt gytefelt er å finne ut hvilken egenskap ved lyden og hvilket nivå av denne egenskapen som bør brukes som grense. Det er også viktig å huske at ulike arter har ulike høre- og reaksjonsterskler, og at fisk detekterer partikkelakselerasjon og ikke lydtrykk direkte.

Havforskningsinstituttet er åpne for å bruke lydgrenser til å bestemme frarådingssonen, men det vil kreve mer innsats i form av både modellering og målinger for å verifisere modellene. Det må også diskuteres hvordan man kan kontrollere at reglene for lydgrenser blir fulgt. Men kanskje er det likevel viktigst å få klarhet i ved hvilke lydterskler fisk faktisk begynner å reagere på en signifikant måte, og hvordan dette varierer mellom ulike arter. Inntil videre fortsetter Havforskningsinstituttet å fraråde seismikkaktivitet innenfor en sone på 20 nmi for ordinære seismiske undersøkelser og 5 nmi for borestedsundersøkelser rundt konsentrerte gytefelt for fisk.

3.4.2 - Sjøpattedyr

Konsekvenser ved hørselsskade

Ut ifra de oppgitte terskelverdiene for permanent hørselsskade (NMFS 2000; NOAA 2015) vil enkeltpulser fra seismikk være begrenset til et område nærmere enn 100 m dersom en antar et kildenivå på 220–240 dB re 1µPa·m og sfærisk propagasjonstap (20·logR). Ved samme kriterier vil midlertidig terskelskifte kunne oppstå noen få hundre meter fra kilden, og dermed kun rammer dyr som befinner seg svært nær luftkanonene. Midlertidig terskelskifte er ofte brukt som et konservativt risikokriterium ved at det anbefales at dyrene ikke utsettes for nivåer som overstiger disse.

Risikoen for skade kan reduseres ved avbøtende tiltak som ramp-up eller soft-start, noe som innebærer en gradvis økning av lydnivået og gir dyr i nærheten av lydkilden mulighet for å svømme unna før nivået er høyt nok til å indusere skade (det forventes at sjøpattedyr unnviker lydkilder som nærmer seg nivåer for midlertidig terskelskifte). Som beskrevet i avsnitt 2.3 er det imidlertid usikkert hvorvidt dette tiltaket virkelig er risikoreduserende.

Konsekvenser av endret vokalisering

Bardehvaler bruker lavfrekvent lyd til å kommunisere over store avstander. Seismiske pulser inneholder mye energi i det samme frekvensbåndet, og seismikk vil derfor kunne maskere slik kommunikasjon. Som beskrevet i kapittel 2.2.2 kan bardehvaler som finnhval, blåhval og grønlandshval endre kommunikasjonen sin enten ved å øke styrken eller lengden eller ved å endre frekvensen. Slike endringer kan ha økte metabolske kostnader, og Holt et al. (2015) viste at disse kostnadene var betydelige for delfiner ved endret vokalisering i form av økt lengde eller nivå. Alvorlighetsgraden av slike økte kostnader avhenger selvsagt av omfanget av den økte vokaliseringen, særlig dersom den sammenfaller med andre responser som kan øke den metabolske kostnaden ytterligere. Slike responser kan være økt overflateaktivitet eller dykkekostnader, eller responser som minker energinivået, som nedsatt beiteaktivitet. Det er derfor viktig å se på den kumulative effekten av den totale responsen for å vurdere forstyrrelsens alvorlighetsgrad (Lusseau og Bejder 2007). Dette har vi i dag for lite kunnskap om til å bruke som basis for råd.

Konsekvenser av beiteforstyrrelser

Det finnes få studier av hvordan seismikk påvirker beiteaktiviteten hos sjøpattedyr, men for militære sonarer er det dokumentert avbrutt eller nedsatt beiteaktivitet for mange arter i norske farvann – både knølhval (Sivle et al. 2016), blåhval (Goldbogen et al. 2013; Friedlander et al. 2016), nebbhval (Miller et al. 2015), spermhval (Isojunno et al. 2016) og spekkhogger (Miller et al. 2012). Individer i beitemodus har høy sannsynlighet for å reagere, og som oftest gjør de det ved å avbryte beiteaktiviteten og svømme unna kilden (Goldbogen et al. 2013; Harris et al. 2015).

I mangel på kunnskap om hvordan seismikk påvirker beiteadferd hos sjøpattedyr, kan man anta at seimikk medfører de samme reaksjoner som vist for sonar. Særlig for arter som kun beiter intensivt i en sesong og er avhengige av tette konsentrasjoner av byttedyr kan slike reaksjoner være alvorlige. Om forstyrrelsen inntreffer i denne perioden, kan selv korte forstyrrelser føre til signifikant tap i energiinntaket (Goldbogen et al. 2013). I en nyere studie viser Farmer et al. (2018) at avbrutt beiting over tid, for eksempel i et område med mye menneskelig aktivitet som seismikk og oljeutvinning, på sikt vil føre til reduserte fettreserver, noe som kan være kritisk ettersom disse brukes når pågående beiting opphører. Dersom dette skjer over tid, vil reservenene etter hvert bli stadig mindre, noe som resulterer i nedsatt evne til vellykket reproduksjon. Særlig er hunner som skal produsere melk, og klaver med lave fettreserver er utsatt. På sikt vil slike reduksjoner også kunne gi

konsekvenser på populasjonsnivå da det går utover evnen til reproduksjon og reduserer sannsynligheten for at kalvene lever opp.

Adferdsstudier med sonar viser tydelige forskjeller mellom ulike arter. Noen skiller seg ut som særlig sensitive, som nebbhval, nise, vågehval og til dels spekkhogger (se for eksempel Harris et al. 2016 og Sivle et al. 2014), mens arter som knølhval, spermhval og grindhval er mindre sensitive. Både nebbhval og vågehval er blant hvalfangere kjent for å være arter som er særdeles sky og vanskelige å tilnærme seg. Det er mye som tyder på at disse artene er særlig unnvikende og lett påvirkes av menneskeskapt lyd. Seismikkaktivitet bør derfor i størst mulig grad unngås i områder og perioder hvor det er høye tettheter av beitende bardehval.

3.4.3 - Konsekvensvurdering for nordområdene/Barentshavet

Det er per i dag ikke åpnet for å gjøre ordinære seismikkundersøkelser i områdene nord for Bjørnøya. Derimot foregår det fra tid til annen undersøkelser i ikke-åpnede områder i regi av Oljedirektoratet eller i forskningsøyemed. I slike områder kan det forekomme arter som grønlandshval og narhval, som kan være særlig sårbare.

Undersøkelser i områder nord for åpnede blokker bør unngå overlapp med områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval og unngås i paringstiden for grønlandshval (mars–april). Havforskningsinstituttet anbefaler å bruke sjøpattedyrobservatør for seismikkundersøkelser som overlapper med oppholdsområder for narhval og grønlandshval. Seismikkskyting bør ikke igangsettes dersom grønlandshval eller narhval observeres innenfor 500 m radius fra fartøyet.

I Barentshavet er det også noen kjente områder med høye konsentrasjoner av beitende bardehval, hovedsakelig vågehval, knølhval og finnhval, som beskrevet i avsnitt 2.4.2. Havforskningsinstituttet gjennomfører årlige telletokt for hval i ulike områder, og områdene vest av Spitsbergen er vist å ha høye tettheter av vågehval, knølhval og finnhval, som beiter der i perioden juni–september/oktober. Av vågehval finner en særlig mange drektige hunner i dette området (pers. komm. Nils Øyen, Havforskningsinsituttet). Knølhvalen beiter også i høye konsentrasjoner rundt Bjørnøya i denne perioden, samt øst av Spitsbergen på sensommeren og høsten (august–oktober), før den migrerer sørover.

Områdene som er beskrevet her, regnes som særdeles viktige beiteområder for bardehval, og aktivitet med seismikk frarådes i disse områdene og periodene. Dette er kartfestet og vist i Appendix I.

3.5 - Råd for seismikkundersøkelser i norske farvann

Basert på eksisterende kunnskapsgrunnlag og vurdering av konsekvenser for økosystemer og populasjoner gir Havforskningsinstituttet følgende råd for undersøkelser ved bruk av seismikk:

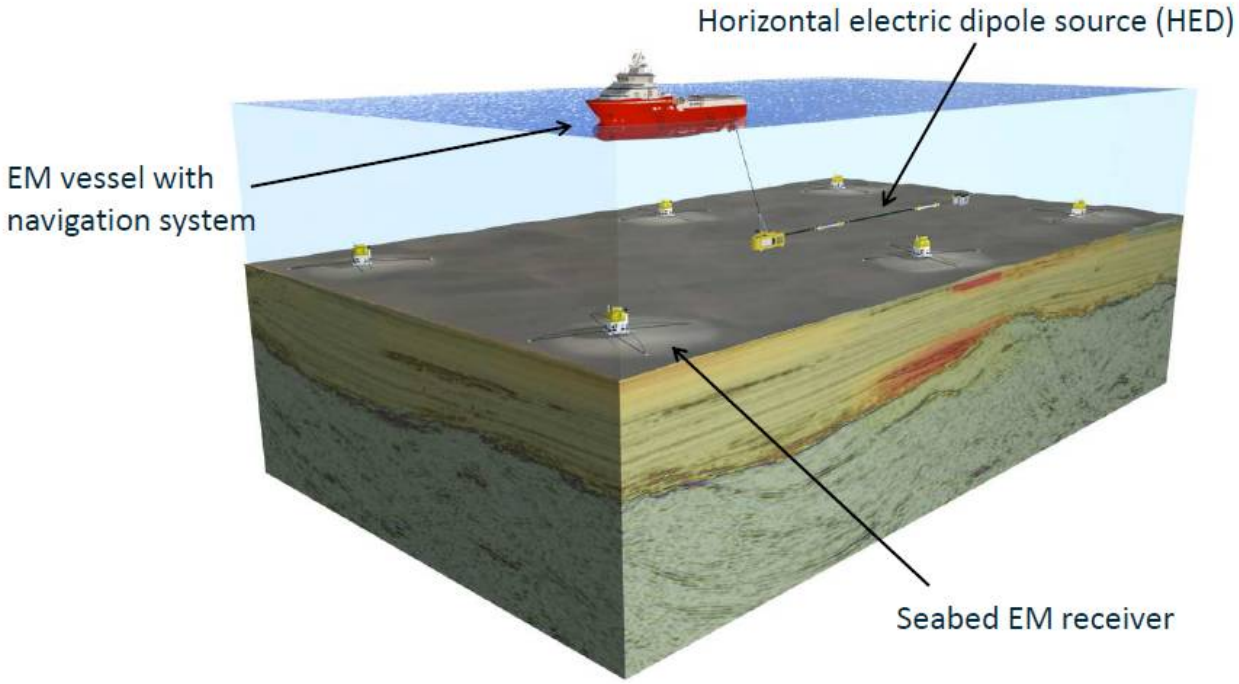
- Viktige gytefelt bør skjermes for seismikk i gyteperioden, og det samme bør konsentrerte gytevandringsruter i perioder for slik innvandring. Kart for hvilke områder og perioder dette gjelder, finnes i Appendix I og på Havforskningsinsituttets kartklient (http://www.imr.no/geodata/geodataHI.html). Disse kartene blir oppdatert hvert år. Kartlag finnes også i planleggingsverktøyet Sam-X (www.sam-x.no).
- Buffersoner rundt frarådingssoner er 20 nmi for ordinære undersøkelser og 5 nmi for borestedsundersøkelser.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i områder og perioder hvor intensivt beite for bardehval forekommer. Kart for områder og perioder hvor dette bør unngås, finnes i Appendix I og på Havforskningsinsituttets kartklient (http://www.imr.no/geodata/geodataHI.html)

- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval og råder til bruk av sjøpattedyrobservatører i omkringliggende områder.

4 - Elektromagnetiske undersøkelser

4.1 - Hva er elektromagnetiske undersøkelser?

Elektromagnetiske undersøkelser (EMU) brukes, i likhet med seismiske undersøkelser, til å kartlegge petroleumsforekomster under havbunnen. En elektromagnetisk kilde taues vanligvis 30–50 m over bunnen eller 10 m under overflaten med en hastighet på noen få meter per sekund (Figur 4.1.1.), men kan også holdes stasjonær vinkelrett mot havbunn (vertikale undersøkelser) i ca en time i bestemte posisjoner. Et rutenett av mottakere på havbunnen registrerer resistivitetsanomalier, som er en indikator for petroleumsforekomster (fig. 4.1.1). Mottakere er plassert på bunnen (1 m * 1 m * 0,15 m) med en avstand på 0,5–3 km. Frekvensen av det elektromagnetiske feltet er 0,05–10 Hz (Buchanan et al. 2006; EMGS 2011; Holten 2009; Mittet og Jensen 2018). Overflateundersøkelser kan gjennomføres i områder med dyp på maksimalt 500 m, mens man med bunnkilden kan utføre undersøkelser i områder med dyp ned til 3500 m. Vertikale undersøkelser utføres på dyp mellom 100 – 2100m. (Buchanan 2011, Ellingrud & Larsen 2019; Mittet 2016, Mittet & Jensen 2018).



Figur 4.1.1. Konseptuell skisse av en typisk elektromagnetisk undersøkelse. Den elektromagnetiske kilden taues etter fartøyet, og et rutenett av mottakere er blitt forankret på havbunnen. Figur fra Mittet og Jensen (2018).

4.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv

Mange marine dyr bruker elektriske og magnetiske signaler for å navigere, kommunisere, finne mat og unngå predatorer, men det er store mangler på studier av hvordan elektromagnetiske undersøkelser kan påvirke disse dyrene. Det er imidlertid noen studier som har sett på hvordan organismer påvirkes av bestemte nivåer av elektriske eller magnetiske felt.

Effektene av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv avhenger sannsynligvis av både feltstyrken, varighet av eksponering og dyrenes evne til å detektere slike felt. Som for seismikk kan effekter i teorien være både i form av skader eller dødelighet og i form av adferdsendringer (Grimsbø et al. 2016).

Maksimale magnetiske og elektriske feltstyrker generert av de elektromagnetiske undersøkelsene er flere ganger større enn magnetiske og elektriske felt som finnes naturlig i havet. De er også langt høyere enn nivåer som har vært påvist å forårsake adferdsmessige og subtile fysiologiske effekter hos marine dyr (tabell 4.2.1 og 4.2.2). Imidlertid dempes både elektriske og magnetiske felt raskt med avstand fra kilden. Dette medfører at høye nivåer kun finnes svært lokalt rundt kilden, og siden kilden konstant flyttes, blir et stasjonært dyr utsatt bare i en kort periode.

4.2.1 - Magnetfelt

Mange forskjellige organismer kan oppfatte, bruke og reagere på magnetiske felt, fra bakterier (Frankel & Blakemore 1980) og protister (Bazylinski et al. 2000) til insekter, krepsdyr, fisk, havskilpadder, fugler og pattedyr (Wiltschko & Wiltschko 2005). Organismer kan oppfatte retning, intensitet og helling av det magnetiske feltet og kan bruke dette til å orientere seg eller navigere. Mange migrerende fisk orienterer seg sannsynligvis ved hjelp av magnetiske felt. Arter av ål og laks er mest undersøkt, men også tunfisk og korallfisklarver reagerer på endringer i magnetfelt (Bottesch et al. 2016; Durif et al. 2013; Nishi et al. 2004; O'Connor and Muheim 2017; Putman et al. 2013; Walker et al. 2003; Walker 1984). Det er rapportert om sammenhenger mellom fangster av sild og nivå av geomagnetisk aktivitet. Silda migrerte fra grunne områder i Barentshavet til dypere vann i Norskehavet under større magnetiske stormer (Krylov et al. 2014). En annen studie har vist at bruskfiskarten liten skate (*Leucoraja erinacea*) økte svømmehastigheten sin og bevegde seg over et større område når den ble utsatt for elektromagnetiske felt fra en undervannskabel (Hutchison et al. 2018). Selv ved svært lave nivåer, 2–20 nT, ble amfipoder desorienterte (Tomanova & Vacha 2016). Dyr som oppfatter og bruker naturlige endringer i magnetfelt, har også potensial for å bli påvirket av menneskeskapte endringer i disse, slik som under en elektromagnetisk undersøkelse, for eksempel ved at orienteringsevnen forstyrres. Imidlertid finnes det svært få studier på terskelverdier for magnetfeltendringer i forhold til deteksjon, adferdsendring eller fysiologiske effekter hos marine dyr (tabell 4.2.1).

Tabell 4.2.1. *Observerte fysiologiske og adferdsmessige endringer av definerte magnetfeltstyrker på marine dyr.*

Gruppe	Taxa	Effekt	Feltstyrke (nT)	Referanse
Bruskfisk	*Leucoraja erinacea*	Bevegelse	300–14 000 (60 Hz)	Hutchison et al. 2018
Zooplankton	*Amphipoda*	Desorientering	2–20 (976 Hz)	Tomanova & Vacha 2016
Ørret	*Salmo trutta*	Økt melatonin i bekkeørret	40 000 (1 Hz)	Lerchl et al. 1998
Pigghuder	*Echinodermata*	Forsinket i embryoutvikling	100 000–1 000 000 (60 Hz)	Juutilainen 2005
Bruskfisk	*Sphyrnidae*	Navigasjon	0.01–0.04	Buchanan 2011
Tannhval	*Odontoceti*	Forstyrrelser korrelert med stranding	< 50	Kirschvink 1986
Ål	*Anguilla anguilla*	Mindre forsinkelse og kursavvik	5000 (@50m)	Öhman et al. 2007
Ål	*Anguilla japonica*	Oppfattelse	12 600–192 500	Nishi et al. 2004
Ørret	*Oncorhynchus mykiss*	Oppfattelse	30 000	Hellinger & Hoffman 2009

Naturlige magnetfelt

Variasjon i magnetiske felt er vanlig i naturen, og jordklodens magnetfelt har en helling og en intensitet som begge varierer med geografisk plassering. Hellingen er 0° ved ekvator og 90° ved magnetpolene, mens intensiteten er rundt 60 000 nT ved polene, 40 000–50 000 nT ved midtbreddegrader og 30 000 nT ved ekvator. Dette resulterer i en gjennomsnittlig endring på 2–5 nT/km og 0,01°/km mellom ekvator og polene. Krystallstein og ikke-dipolkomponenter i jordens kjerne produserer også lokale anomalier og forårsaker gradienter på 10–100 nT/km (Kullnick 2000; Walker et al. 2003). I tillegg endrer det naturlige magnetiske feltet seg over tid, og historisk har det forekommet flere polreverseringer. I dag endres den totale feltintensiteten med en hastighet på 0–100 nT/år, avhengig av geografisk plassering (British Geological Survey 2018).

Magnetfeltene varierer også med solstråling, og solstormer produserer med jevne mellomrom betydelig variasjoner (Klinowska 1986). I norske farvann vil dette variere fra noen få til hundrevis av mindre solgenererte magnetiske forstyrrelser (135–158 nT) årlig, med varighet på 0,5–2 timer. Slike forstyrrelser er for øvrig hyppigere og sterkere på høye breddegrader. Mer omfattende solstormer, i størrelsesorden > 1000 nT, med varighet over flere dager, inntreffer også en sjelden gang (5–10 ganger per 11-års-solar-syklus, Magnar Gullikstad Johnsen, UiT, personlig korrespondanse).

Eksponering og potensielle effekter

For å sette elektromagnetiske undersøkelser i perspektiv viser data fra Buchanan (2011) at en organisme vil bli utsatt for eksponering som overstiger 200 nT (størrelsen på relativt vanlige magnetiske forstyrrelser) i 14 minutter dersom den befinner seg langs selve slepet, og i 8 minutter dersom den er lokalisert 100 m fra aksen (Buchanan 2011). Vid vertikale undersøkelser handler det om eksponering for høyere nivåer under en time for dyr nær kilden.

Det er sannsynlig at mange dyr kan takle slike variasjoner i magnetfeltet, enten ved å midlertidig orientere seg på andre måter eller ved å stanse aktiviteten sin (Freake et al. 2006; Rodda 1984). For eksempel er det blitt observert at ål som passerer et unaturlig magnetfelt grunnet en undervannskabel, endret svømmeretning, noe som resulterte i en mindre migrasjonsforsinkelse. Ålen fortsatte senere sin opprinnelige migrasjon (Öhman et al. 2007). Imidlertid kan selv små avvik i magnetfelt få fatale følger, som hvalstrandinger som har blitt assosiert med små avvikelser av magnetfeltet, som sannsynligvis forvirret hvalens navigasjon (Kirschvink et al. 1986).

4.2.2 - Elektriske felt

Noen marine dyr har utviklet særlige evner til å oppdage svake elektriske felt. Særlig kjent er bruskfisk (haier og skater), men også havmus, niøye, stjernetitterfisk, stør, maller og kvastfinnefisker (Alves-Gomes 2001; Collin & Whitehead 2004; Walker 2001). Man må også anta at dyrets evne til å lede elektrisk strøm vil kunne ha en betydning (Grimsbø et al. 2016). I tillegg har laks og ål vist eksperimentelle responser på svake elektriske felt, og det er indisier på at rødspette potensielt orienterer seg i forhold til elektriske felt som genereres av havstrømmer (Metcalfe et al. 1993; Rommel Jr. & McCleave 1973a). Gill et al. (2005) har oppført torsk som elektrofølsom, men uten klare referanser til at dette er påvist eksperimentelt. Blant andre grupper av marine dyr som reagerer på svakt elektriske felt, finnes lansettfisker (Roth 1973) og sandreke (ICES 2003, sitert i Gill et al. 2005).

Elektriske signaler har et bredere bruksområde for marine dyr enn magnetiske signaler, spesielt blant bruskfisk. Mens magnetiske signaler hovedsakelig brukes til orientering, brukes elektriske signaler også til å oppdage bytte og unngå predasjon. Det brukes dessuten i sosiale interaksjoner (Collin og Whitehead 2004). Elektriske

felt har derfor potensial til å forstyrre et bredere adferdsspekter enn magnetiske felt. Terskelverdier for elektriske felt i forhold til deteksjon, adferdsendring eller fysiologiske effekter hos marine dyr varierer mye, og bruskfisk er klart mest følsomme (tabell 4.2.2).

Tabell 4.2.2. *Observerte fysiologiske og adferdsmessige endringer av definerte elektriske feltstyrker på marine dyr.*

Gruppe	Taxa	Effekt	Feltstyrke (nV/cm)	Referanse
Bruskfisk	*Elasmobranchii*	Reaksjon	1–20	Peters et al. 2007
Hai	*Scyliorhinus canicula*	Unngåelse	1 000 000	Gill & Taylor 2001
Hai	*Scyliorhinus canicula*	Tiltrekning	100	Gill & Taylor 2001
Hai	*Sphyrna lewini; Triakis semifasciata*	Reaksjon	42 000 000-43 000 000	Marcotte & Lowe 2008
Hai	*Sphyrna lewini; Triakis semifasciata*	Retrett	90 000 000–185 000 000	Marcotte & Lowe 2008
Hai	*Elasmobranchii*	Narkose (75 cm fish)	60 000 000	Smith 1974, i Walker 2001
Stør	*Acipenser gueldenstaedtii*	Unngåelse og adferd	200–3000	Basov 1999, sitert i Fischer 2010
Multe	*Mugilidae*	Narkose (75 cm fish)	240 000 000	Smith 1974, i Walker 2001
Torsk	*Gadus morhua*	Ryggvirvelskade	400 000 000	De Haan et al. 2011, sitert i Soertaert et al. 2015
Sild	*Clupea harengus*	Lammelse	3 300 000 000	Nordgren et al. 2008
Ål	*Anguilla rostrata*	Oppfatning	67–670	Rommel & McCleave 1972
Ål	*Anguilla*	Oppfatning	6 700 000	Upublisert, sitert i Kullnick 2000
Niøye	*Petromyzontiformes*	Oppfatning	10 000–100 000	Sitert i Kullnick 2000
Tifotkreps	*Crangon crangon*	Adferd	40 000 000–60 000 000	Polet et al. 2005
Tifotkreps	*Neprhos norvegicus*	Bevegelse	200 000 000–400 000 000	Stewart 1972, sitert i Soetaert et al. 2015
Musling	*Ensis spp.*	Bevegelse	500 000 000	Woolmer et al. 2011, sitert i Soetaert et al. 2015

Naturlige elektriske felt

Naturlige elektriske felt blir indusert når saltvann beveger seg i det naturlige magnetiske feltet, og varierer med feltstyrke og strømhastighet. For eksempel måler elektriske felt i den engelske kanalen vanligvis 5–500 nV/cm (Kalmijn 1999). Fra Atlanterhavet, Golfstrømmen og Nordsjøen er tilsvarende elektriske feltstyrker på 350–500 nV/cm (Buchanan 2011). Under magnetstormer kan induktive elektriske felt nå styrker på 100 000 nV/cm

(Kalmijn 1999). På tilsvarende måte blir også elektriske felt indusert når dyr, som også leder elektrisitet, svømmer i jordens magnetfelt (Kalmijn 1999).

En annen kilde til naturlige elektriske felt er levende organismer som genererer elektriske felt som følge av deres fysiologiske livsprosesser. Egenskapene til det genererte elektriske feltet varierer med art, posisjon og aktivitet og ligger typisk fra 2–100 µV/cm på svært nær avstand (< 0,5 m, Haine et al. 2001). Noen fiskearter produserer også elektrisitet selv; for eksempel kan enkelte arter av skate produsere svake elektriske signaler for kommunikasjon, og elektriske rokker produserer relativt sterke elektriske felt som brukes under jakt (Bratton og Ayers 1987; Bray & Hixon 1978; Lowe et al. 1994).

Eksponering og potensielle effekter

Selv på svært kort avstand er de elektriske feltstyrkene fra elektromagnetiske undersøkelser vesentlig lavere enn det som påviselig kan lamme fisk (Grimsbø 2016; Lambooij et al. 2010) eller får haier til å unngå en elektrisk barriere (Marcotte og Lowe 2008; Nordgreen et al. 2008; Roth et al. 2003). Som beskrevet i avsnitt 4.2.1 vil eksponeringen for elektriske felt fra en EMU være kortvarig.

Basert på naturlige elektriske felt på opptil 250–500 µV/cm er det foreslått en terskel på 386 nV/cm for potensielle direkte effekter på fisk (Buchanan 2011). Ifølge Buchanan (2011) vil et dyr plassert stasjonært langs slepet bli utsatt for verdier over denne terskelen i gjennomsnittlig 21 minutter ved en typisk undersøkelse. Ved vertikale undersøkelser vil et dyr plassert nær kilden kunne eksponeres for høyere nivåer i opptil en.

Bruskfisk og ål kan oppfatte elektriske signaler på over en kilometers avstand (tabell 4.2.2; Buchanan 2011; Peters et al. 2007). I teorien kan et oppfattet elektrisk felt midlertidig forstyrre beiting, orientering eller sosiale interaksjoner. Selv om haier ikke frastøtes av de genererte elektriske feltstyrkene, er det for eksempel ikke gitt at et gradvis økende elektrisk felt som beveger seg mot dem, ikke kan påvirke adferden deres. Et fluktuerende, bevegelig elektrisk felt fra en elektromagnetisk undersøkelse kan eksempelvis oppfattes som mer skremmende enn de relativt stabile elektriske feltene som genereres av havstrømmer. I tillegg kan et elektrisk signal, avhengig av egenskaper og kontekst, påvirke fiskeadferden selv om det er svært svakt (Grimsbø et al. 2014; Kalmijn 1999).

Det er også en mulighet at de plutselige forandringene i elektriske eller magnetiske felt under en EMU kan forårsake fluktresponser, stress eller adferdsendringer utover selve varigheten av eksponeringen, på en lignende måte som seismiske undersøkelser (Engås et al. 1996).

4.3 - Konsekvensvurdering av effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv

En omfattende miljøeffektrapport om elektromagnetiske undersøkelser konkluderer med at det er rimelig å anta at elektromagnetiske undersøkelser kan oppfattes av marine dyr og potensielt kan påvirke adferden deres. Rapporten konkluderer videre med at eventuelle effekter vil bli marginale i tid og rom og påvirke få individer i en populasjon (Buchanan 2011). Det er imidlertid store mangler i kunnskapen om hvilke effekter endringer i elektromagnetiske felt har på marine dyr, så Havforskningsinstituttet mener at det er noe forhastet å trekke slike konklusjoner når det ikke foreligger noen studier av effekter av EMU. Da de elektriske og magnetiske feltene begge dempes raskt, vil potensielle effekter være konsentrert til selve undersøkelsesområdet og over korte perioder. For de dyrene som befinner seg nettopp her, kan de imidlertid være av betydning, særlig dersom viktig adferd som gyting, yngelpleie eller beiting forstyrres. Konsekvensen av slike forstyrrelser vil sannsynligvis også avhenge av hvor ofte slike undersøkelser repeteres i samme område. Det er derfor et stort behov for forskning på effekter av elektromagnetiske undersøkelser og tilhørende feltstyrker på marint liv.

Fra tilgjengelige data synes bruskfisk å ha størst risiko for å bli påvirket av elektromagnetiske undersøkelser. I Norge er det 8 haiarter og 13 arter av skater. Pigghå er tradisjonelt den viktigste bruskfisken i fiskeriet, og den er listet som en truet art i Nordøst-Atlanteren. Selv om fiske etter pigghå er forbudt, tas den fortsatt som bifangst. Pigghå samles ofte i store aggregeringer, noe som gjør dem sårbare for lokale forstyrrelser dersom de overlapper med en slik aggregering. Forstyrrelser som det for eksempel en EMU representerer, vil da kunne påvirke en stor andel av bestanden. Gyteområdene og yngleplassene er lite kjent (Bakketeig et al. 2017; IUCN 2018). Mulige effekter av en EMU på pigghå er derfor av særlig bekymring. Andre arter kan være fisk som sannsynligvis bruker magnetiske og elektriske felt til orientering under migrasjon over lange distanser; dette kan for eksempel være ål og laks, eller andre fiskearter som eventuelt bruker magnetiske felt til å orientere seg for eksempel mot gytefelt. Sammenhenger mellom sildefangster og elektromagnetiske forstyrrelser, samt larvers orientering etter magnetfelt, viser at potensielt mange organismer kan påvirkes.

Inn- og utvandringsruter for ål og laks og parings- og yngleplasser for pigghå og andre bruskfiskarter bør unngås i de periodene hvor dette foregår. Imidlertid er det stor usikkerhet både med hensyn til hvor innvandringsrutene for ål og laks er, når innvandringen finner sted, og hvor paringsområdene for pigghå og andre bruskfiskarter befinner seg. Det er derfor per i dag ikke mulig å framskaffe kart eller tidfeste aktiviteten særlig presist.

Siden forstyrrelser i elektriske, og kanskje særlig magnetiske, felt kan påvirke orienterings↑evnen til ulike dyr, bør også viktige vandringsruter skjermes. Konsentrerte vandringer mot gytefeltene er en slik vandring som kan gi konsekvenser på bestandsnivå dersom den forstyrres på en slik måte at gytingen forringes. Om fisk ikke ankommer på gyteplassen, eller om ankomsten blir betydelig forsinket, kan dette få konsekvenser for gyteaktiviteten og rekrutteringen, se utdypende forklaring i avsnitt 3.4.1. Slike vandringsruter er godt kjent og kartfestet for arter som torsk og sild.

Oppsummert er det viktig å presisere at når det gjelder effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv, så har vi per i dag ikke så mye kunnskap, og det er et stort behov for forskning på dette feltet.

4.4 - Råd

- Havforskningsinstituttet fraråder elektromagnetiske undersøkelser i områder med konsentrerte gytevandringer. Kart for dette finnes i Appendix I.

5 - Bruk av eksplosiver i sjø

5.1 - Bakgrunn

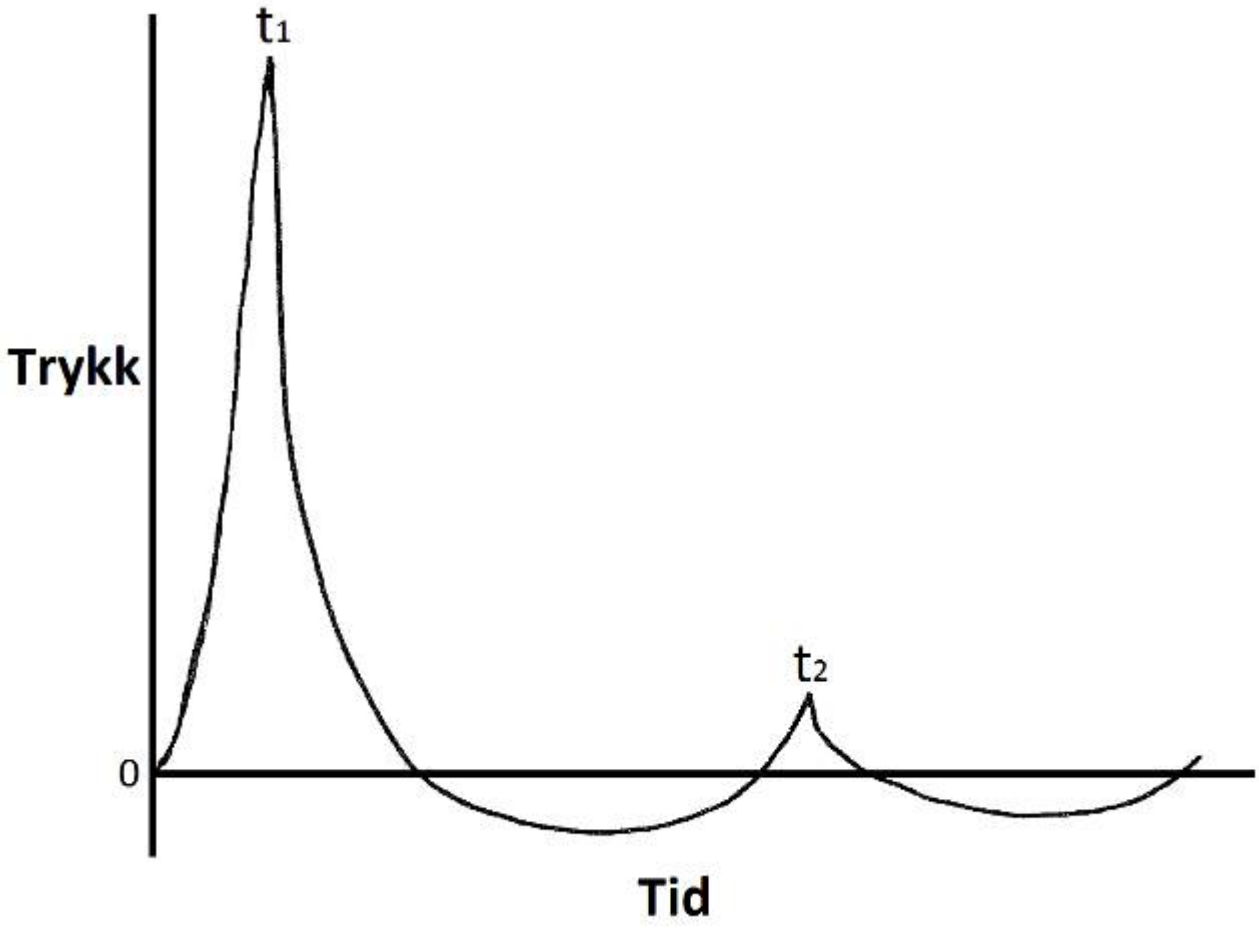
Havforskningsinstituttets rådgivning med hensyn til sprengningsarbeider har som hensikt å gi råd der målet er å begrense eller hindre skade på marint liv. Det er lite sannsynlig at lokale sprengninger i sjø har potensial til å påvirke fisk på populasjons- eller bestandsnivå (Govoni et al. 2008), og derfor peiler rådgivningen seg inn mot områder som lokale fiskebestander, gytefelt, akvakulturanlegg og annet marint liv av lokal karakter. Hvordan sprengninger kan påvirke marint liv, har vært gjennomgått i en rekke arbeider (Aune et al. 2018; Eliassen og Iversen 2004; Engås et al. 1989; Fauske 2007; Grimsbø og Kvadsheim 2018; Johnsen et al. 1994; Kjellsby 1993; Kjellsby og Kvalsvik 1997; Larsen et al. 1993; Soldal 1990; Trettenes 2006).

Rådgivningen denne rapporten omhandler gjelder i hovedsak sivile sprengningsarbeider, men vil også kunne gjelde demolering eller sprenging av militære etterlatenskaper i sjø. Havforskningsinstituttet er forøvrig involvert i det Europeiske programmet JPI Oceans (http://www.jpi-oceans.eu/munitions-sea) der man blant annet forsøker å finne løsninger på militære etterlatenskaper i sjø (Campana et al. 2016). Aktuelle sivile sprengningsarbeider Havforskningsinstituttet gir råd i forhold til kan være utbedring av skipsleder og andre arbeider der hele eller deler av sprengingen foregår i sjø eller har utslag i sjø. Et annet område det gis råd i forhold til er refraksjonsseismikk, der det brukes små sprengladninger for å frembringe et signal som brukes videre i grunnanalyser, ikke ulikt vanlig seismikk.

5.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter av eksplosiver i sjø på marint liv

I motsetning til en vanlig forbrenning, også kalt deflagrasjon, vil en detonasjon oppstå når forbrenningen er en sjokkbølge som forplanter seg med overlydsfart (raskere enn lydhastigheten til eksplosivet) i eksplosivet (Kiran 2016). Hastigheten sjokkbølgen forplanter seg i sprengstoffet med, kalles detonasjonshastighet og vil variere for de ulike sprengstoff↑typene. Når eksplosjonen skjer, foregår det kjemiske reaksjoner som avgir mye energi og gass. Gassen som dannes, fortegner mediet rundt så hurtig at det skaper en sjokkbølge. En sjokkbølge er en trykkbølge som gir en veldig brå endring i trykk, temperatur og tetthet i mediet, og som forplanter seg raskere enn lydhastigheten i mediet (Kjellsby 1993). Militære eksplosiver har generelt høyere detonasjonshastighet enn eksplosiver til sivilt bruk, for eksempel slike som blir brukt ved bergsprengning. For bergsprengning vil for øvrig detonasjonshastigheten kunne påvirkes av borehullsdiameter (Amundsen 1984; Higgins 1979; Petel et al. 2007) og trykk. I tillegg til selve trykkpulsen fra detonasjonen vil det være en betydelig gassutvikling, som også har en sprengningsvirkning. Eksplosivet sin sprengvirkning blir for sivile sprengninger ofte relatert til ANFO (Amonium nitrate fuel oil) sin sprengvirkning med et forholdstall. For militære eksplosiver blir gjerne TNT (Trinitrotoluen), som har en helt annen karakteristikk enn ANFO, brukt som referanse.

Ved bergsprengning er det trykkpulsen som først knuser berget (Fauske 2007), videre er det gassutviklingen som ytterligere river berget fra hverandre. Selv om mye av energien fra en sprengning går med til å knuse og rive berget fra hverandre, vil det oppstå en kraftig trykkpuls, som i vann ofte kalles en boblepuls (Cole 1948), se figur 4.2.1.



Figur 4.2.1. Illustrasjonen viser en tenkt boblepuls, eller trykkpuls, ved sprengning i vann. Detonasjonen av sprengladningen er initiert ved tiden null, og man får en umiddelbar trykkøkning inntil maksimaltrykk er nådd ved t1. Etter at boblen generert av sprengningen har nådd sitt maksimum, vil den kollapse, noe som fører til et undertrykk, før trykket som følge av boblens oscillasjon (Arons et al. 1948) igjen stiger til t2. Hvor mange oscillasjoner boblen gjør, bestemmes ut fra type og mengde sprengstoff, samt dyp (Geers & Hunter 2002).

Amplituden til trykkpulsen, t_1 i figur 4.2.1, er bestemt av salve/landingsstørrelse og sprengstoffkarakteristikk samt av borehullets diameter (Amundsen 1984; Higgins 1979; Petel et al. 2007). Det er trykkpulsene fra sprengningen som først og fremst forårsaker direkte skade på marint liv. Det er særlig luft- eller gassfylte organer, som svømmeblære og lunger, som har høy risiko for å bli skadet (Gaspin 1975; Gaspin et al. 1976; Yelverton et al. 1975), ved at slike gasslommer komprimeres og ekspanderer, og videre ved at vev strekkes og avrivninger oppstår med påfølgende blødninger (Ketten 1995; Yelverton et al. 1973). Pulser med rask stigetid kan være mer skadelige enn pulser med høyere maksimalverdi, men lengre stigetid (Simenstad 1973).

Ved sprengningsarbeider i sjø kan man ofte observere en del skadet og død fisk flytende i overflaten nær sprengningsstedet; dette er fisk med svømmeblære. Skadet fisk uten svømmeblære vil derimot normalt synke og dermed ikke være synlig på overflaten. Det er også dokumentert at sprengningsarbeider har negativ innvirkning på yngel og egg (Faulkner et al. 2006). I tillegg til fisk kan dykkende fugl og sjøpattedyr som befinner seg i nærområdet til sprengningsarbeidet, skades. For sjøpattedyr vil det i hovedsak være snakk om hørselsskader (von Benda-Beckmann et al. 2015).

Det observeres ofte vann i svømmeblæren på fisk som har vært utsatt for sprengning (Soldal 1990); dette

gjelder hovedsakelig arter med åpen svømmeblære, slik som laks. Dette antas å ha en sammenheng med at først og fremst trykkpulsen fra sprengningen speiles i vannets overflate og skifter fase, samt genererer et kavitasjonsfelt (Fardal 2005; Gaspin & Price 1972). Når så det befinner seg fisk der det oppstår undertrykk eller kavitasjon i den åpne svømmeblæren. En annen mulig årsak kan være boblepulsen i forbindelse med boblens kollaps, se figur 4.2.1. Vann som kommer inn i fiskens svømmeblære, fører til nedsatt almenntilstand og mulig økt dødelighet noe tid etter sprengning.

Når avstanden til en sprengning er stor, vil trykkpulsene som blir generert, ikke være noe problem med tanke på direkte fysisk skade på marint liv, men de vil bidra til økt støynivå i flere kilometers radius (Kjellsby og Kvalsvik 1997). Slik støy vil i likhet med seismikk inneholde lave frekvenser som er hørbare for fisk (Karlsen 1992; Karlsen 2017; Karlsen et al. 2004; Kvadsheim et al. 2017; Popper et al. 2014; Sand og Karlsen 1986; Sivle et al. 2017). Som for seismikk kan slik støy gi adferdseffekter som unnvikelse av området og nedsatt beiteaktivitet, se kapittel 3. For fisk i oppdrettsanlegg, som ikke har mulighet til å svømme unna støyen, kan dette også medføre økt stress.

Langvarig stress som fisken ikke greier å adaptere seg til (tertiær stressrespons), kan medføre større dødelighet som følge av den ekstrabelastningen en sprengning representerer (Grimsbø & Kvadshein 2018; Iwama & Afonso 2006), og fisk som i utgangspunktet har redusert allmenntilstand, og for eksempel er smittet av sykdom, er ekstra sårbare.

Konsekvensvurdering av effekter ved bruk av eksplosiver i sjø og tiltak for å redusere disse

Det er ofte vanskelig å si noe konkret på forhånd om hvor stor trykkbølgen fra en eksplosjon vil bli (Kjellsby & Kvalsvik 1997). Dermed er det vanskelig å predikere innenfor hvilke avstander det kan forventes skade i forbindelse med sprengningsarbeider – og følgelig er det ofte vanskelig å beregne på hvilke avstander det er nødvendig med tiltak.

Et tiltak som er mye brukt, er å sette av en fenghette eller en mindre ladning før hovedsalven for å skremme bort fisk og sjøpattedyr i nærområdet. Dette tilsvarer ramp-up for seismikk. Et slikt tiltak reduserer derimot ikke de skadelige effektene fra sprengningen og er derfor ikke i seg selv tilstrekkelig for å unngå skade.

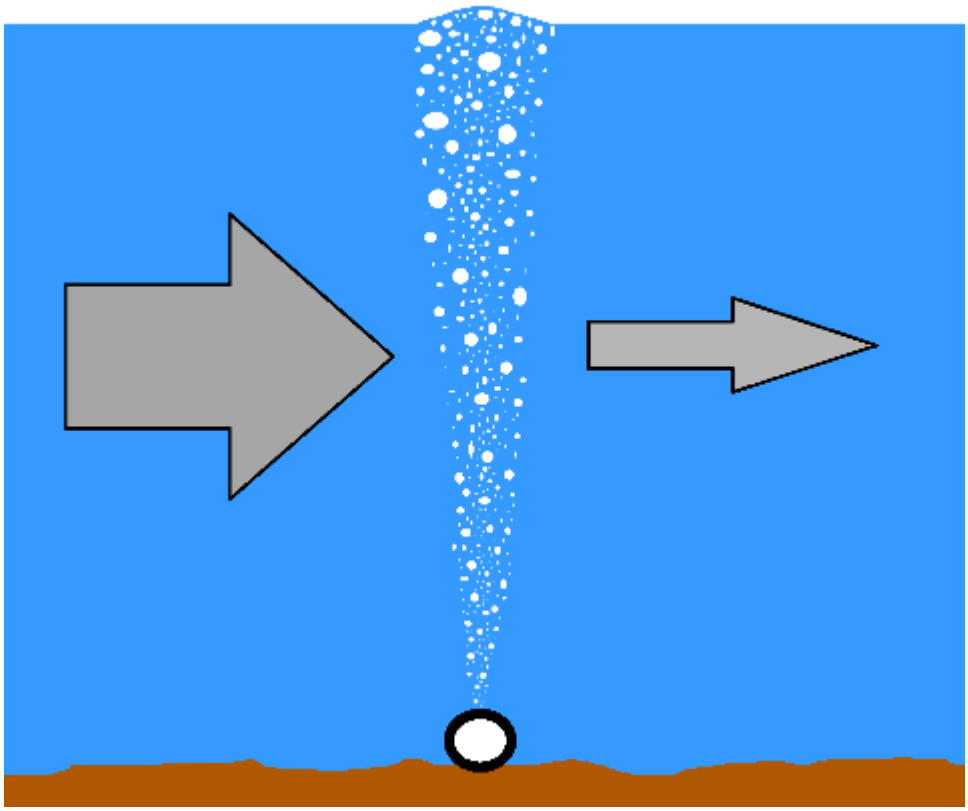
Ved å redusere størrelsen på salven/ladningen vil den skadelige trykkpulsens maksimaltrykk bli redusert. Dette kan oppnås ved å dele en salve opp i mindre delladninger som avfyres sekvensielt, selv om den totale ladningsstørrelsen fremdeles vil ha betydning for skadepotensialet. Man bør da etterstrebe en minst mulig ladningsstørrelse på hver delladning og gjerne ha ca. 20 millisekunds forsinkelse mellom hver ladning. Utover å redusere maksimaltrykket er hensikten med tidsforsinkelsen å plassere den ene delladningens trykkpuls t_1 i foregående delladnings trykkminimum, altså mellom t_1 og t_2 til foregående ladning. Dermed vil delladningens trykkpuls helt eller delvis kunne bli kansellert av foregående delladnings undertrykk eller speilede trykkpuls.

Trykket t_1 som oppstår som følge av detonasjonen, vil være avhengig ikke bare av sprengstoffmengden, men også av detonasjonshastigheten. Valg av riktig sprengstofftype (Meyer et al. 2002) og andre tiltak som reduserer detonasjonshastigheten, kan derfor forhindre skader på marint liv.

Ikke alle eksplosiver med moderat detonasjonshastighet, som for eksempel tradisjonell ANFO, kan brukes i vann eller vannfylte borehull da vannet endrer sammensetningen slik at de ikke detonerer. Sprengstoff som ikke detonerer ved initiering, kalles forsager og kan representere en betydelig forurensning av det marine miljøet, særlig med tanke på nitrogenforbindelser, og bør derfor unngås. Kjemisk forurensning vil også kunne oppstå etter en sprengning i form av restprodukter og udetonerte rester.

Trykkbølgene i vannet som oppstår som følge av en sprengning, da særlig t_1 (fig. 4.2.1), vil kunne speile seg i overflaten og endre fase. En slik speiling vil, som tidligere nevnt, skape en puls (Fardal 2005; Gaspin og Price 1972) som kan føre til langtidsskade på fisk. Slike uheldige speilinger i overflaten vil lettest oppstå når det er godt vær med blank sjø. Krusninger i overflaten og urolig sjø vil derimot bidra til å dempe trykkpulser og lyd fra sprengningen.

Et tiltak som er med på å redusere de voldsomme trykkbølgene fra sprengninger i vann, er bruk av såkalt boblegardin (Grimsbø og Kvadsheim 2018). Boblegardin blir i andre deler av verden brukt nærmest som standard for å begrense skade på marint liv, men tiltaket er lite brukt i Norge.



Figur 4.3.1. Boblegardin, eller luftgardin om man vil, består av et perforert rør som det pumpes trykkluft inn i. Når rør legers slik at dannes det en sammenhengende vegg av bobler omkring sprengningsstedet, vil virkningen av trykkbølgen fra sprengningen på omgivelsene bli dempet. Boblene danner også en oppadgående strøm i vannet som i noen grad beskytter mot partikkelspredning.

Ved sprengning i vann må bruk av boblegardin, også kalt luftgardin, betraktes som det beste fysiske tiltaket for å begrense skadevirkningene på marint liv. En boblegardin lages ved at et perforert rør legges på bunnen og settes under trykk, slik at luftbobler stiger opp i vannsøylen og danner en sammenhengende vegg eller gardin av bobler (Domenico 1982a, 1982b; Croci et al. 2014; Grimsbø & Kvadsheim 2018; Johannessen et al. 2018; Keevin et al. 1997; Schmidtke 2010). Denne begrenser trykkpulsene fra sprengningen fra å forplante seg i sjøen ved at trykkpulsen dempes når den passerer luftboblene. Det er viktig at boblegardinen er en tett vegg av luftbobler som stiger mot overflaten og dermed i størst mulig grad hindrer trykkbølgen fra å passere. Best effekt oppnås ved å plassere flere boblegardiner etter hverandre.

Det kan være vanskelig å designe en boblegardin optimalt, slik at den gir tilsiktet effekt. Særlig utfordrende er det dersom bunnforholdene er vanskelige. Bruk av flere boblegardiner for å oppnå tilstrekkelig skjerming av sprengningsstedet kan da være lurt. Ved enkle bunnforhold – relativt flat og jevn bunn – kan boblegardinen lages ved å legge ut et perforert rør omkring sprengningsstedet.

Luftbobler kan også brukes til omrøring siden de fører til en oppadgående strøm i den omliggende vannsøylen, se figur 4.3.1. Dette prinsippet er ofte brukt til omrøring av vannsjikt i mindre poller eller i ferskvann med stillestående vann mot bunnen som gir opphopning av hydrogensulfid (H_2S). Brukt som boblegardin vil den oppadgående strømmen hindre vannet på den ene siden av gardinen i å blande seg med vannet på den andre siden, og i noen grad hindre giftige substanser fra å bli spredd. Dette utnyttes der man ønsker å hindre partikkelspredning og igjenslamming av områder (Laugesen 2006; Sharp et al. 2010).

Alternative løsninger basert på deflagrasjon av svartkrutt har også vært utprøvd for å etablere boblegardin i forbindelse med sprengningsarbeid i sjø (Samuelsen 1966). Det er behov for mer forskning på hvordan man på en effektiv og økonomisk måte kan etablere en boblegardin.

5.3 - Råd

For å redusere mulige skadevirkninger som følge av selve sprengningen anbefales det at det benyttes boblegardin og oppdeling av salvene i mindre ladninger. Om mulig bør man sette av salvene når sjøforholdene i seg selv gir god demping, det vil si når det ikke er en speilblank overflate, men snarere litt vind og bølger. Ved sprengninger brukt i forbindelse med utfyllinger i sjø anbefales ikke at ladningen plasseres på fyllingsfot, men anbringes i rør i fyllingen. Det er svært uheldig med sprengninger i, eller som forplanter seg i, den frie vannsøylen. Derfor bør man være nøye med forladning i borehull. Man må gjerne også bruke fenghette for å skremme bort fisk og sjøpattedyr fra området umiddelbart før salven sprenges, men denne må da avfyres utenfor boblegardinen. Ikke minst bør man unngå å gjennomføre sprengninger nær gytefelt i tiden før, under og rett etter at gyting pågår, dette for å unngå å forstyrre gytingen og for å unngå mulig skade på egg og yngel. Når det gjelder sprengninger i nærheten av oppdrettsanlegg, er det en fordel å planlegge sprengningsarbeidet slik at det gjennomføres på et tidspunkt der anlegget er tømt for fisk.

- Sprengningsarbeider i sjø bør planlegges med tanke på marint liv på et tidlig tidspunkt.
- Havforskningsinstituttet tilrår å bruke boblegardin ved sprengningsarbeid i sjø.
- Havforskningsinstituttet tilrår å dele opp salvene i mindre delladninger (sekvensiell sprengning).
- Havforskningsinstituttet anbefaler å sette av salvene når sjøforholdene i seg selv gir god demping, altså ikke ved speilblank overflate.
- Ved sprengning brukt i forbindelse med utfyllinger i sjø tilrår Havforskningsinstituttet at ladningen plasseres i rør i fyllingen, og ikke på fyllingsfot.
- Man bør ta hensyn til forurensningsfare, i form av både partikler og kjemisk forurensning, fra sprengningsarbeider. Særlig gjelder dette i nærheten av oppdrettsanlegg for blåskjell.
- Sprengningsarbeid i sjø bør ikke gjennomføres i gyteområder og ?perioder for fisk.

I rådgivningsarbeidet opplever Havforskningsinstituttet ofte å komme inn i prosessen på et sent tidspunkt, når framdriftsplaner allerede er lagt. Dette gjør det vanskelig å foreta nødvendige justeringer for å ta hensyn til marint liv. Hensynet til marint liv bør derfor tas med i planleggingen på et tidlig tidspunkt. Dagens standarder for sprengning har imidlertid ikke noe fokus på dette. Håpet er at dette blir forbedret i kommende versjoner av relevante standarder, slik at mer systematiske risikovurderinger og avbøtende tiltak kan gjennomføres (Miljødirektoratet 2017).

6 - Referanser

Ainslie, M. A., Halvorsen, M. B., Dekeling, P. A., Laws. R. M., Duncan, A. J., Frankel, A. S. Keaney, K. D., Kusel, E. T., MacGillivray, A. O., Prior, M. K., Ozkan, S., & Zeddies, D. G. (2016). Verification of airgun sound field models for environmental impascts assessment. Proceedings of Meetings on Acoustics. Volume 27, Issue 1. doi: https://doi.org/10.1121/2.0000339

Alves-Gomes, J. (2001) The evolution of electroreception and bioelectrogenesis in teleost fish: a phylogenetic perspective. Journal of Fish Biology 58(6), 1489-1511.

Anon. (2015). Veileder for gjennomføring av seismiske undersøkelser på norsk sokkel. Utgitt av Fiskeri- og kystdepartementet og Olje og Energidepartementet i 2015. http://www.npd.no/Global/Norsk/5-Regelverk/Regelverksoriginaler/Veiledninger/Veileder_seismiske_undersokelser.pdf

Anon. (2017) International standard ISO18405:2017, Underwater acoustics – Terminology

Arons, A., B., Slifko, J., P., Carter, A. (1948) Secondary Pressure Pulses Due to Gas Globe Oscillation in Underwater Explosions. I. Experimental Data. The Journal of the acoustical society of America. 20(3), 271-276.

Bakketeig, I., Hauge, M. & Kvamme, C. (2017) Havforskningsrapporten 2017, Havforskningsinstituttet.

Bazylinski, D.A., Schlezinger, D.R., Howes, B.H., Frankel, R.B. & Epstein, S.S. (2000) Occurrence and distribution of diverse populations of magnetic protists in a chemically stratified coastal salt pond. Chemical Geology 169(3-4), 319-328.

Blackwell, S. B., Nations, C. S., McDonald, T. L., Thode, A. M., Mathias, D., Kim, K. H., Greene, C. R.,Jr., & Macrander, A. M. (2015). Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. PLoS ONE 10(6): e0125720. doi:10.1371/journal.pone.0125720.

Boman, C., Dalen, J., Lenestad, H., Levensen, A., Van der Mehren, T. og Toklum, K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium, Universitetet i Bergen. Fisken og Havet, 3 (1996): 83 s.

Bratton, B.O. & Ayers, J.L. (1987) Observations on the electric organ discharge of two skate species (Chondrichthyes: Rajidae) and its relationship to behaviour. Environmental Biology of Fishes 20(4), 241-254.

Bray, R.N. & Hixon, M.A. (1978) Night-shocker: predatory behavior of the Pacific electric ray (Torpedo californica). Science 200(4339), 333-334.

British Geological Survey (2018) The Earth's Magnetic Field: An Overview.

Bottesch, M., Gerlach, G., Halbach, M., Bally, A., Kingsford, M.J. & Mouritsen, H. (2016) A magnetic compass that might help coral reef fish larvae return to their natal reef. Current Biology 26(24), R1266-R1267.

Buchanan, R. (2011) Environmental Impact Assessment of Electromagnetic Techniques Used for Oil & Gas Exploration & Production, International Association of Geophysical Contractors.

Caldwell, J, and Dragoset W. (2000). A brief overview of seismic air-gun arrays. The leading edge 898-902.

Campana, E. F., Amato, E., Bełdowski, J., Berglind, R., Boettcher, C., Angell-Hansen, K., Camerlenghi, A., Campostrini, P., Carniel, S., Grimsbø E., Harms, J., Kvadsheim, H. P., Leffler, P., Marcinko, C., Moretti, P. F., Rogers, R. J., Rossland, H. K., Sprovieri, M., Sternheim, J. (2016): Research and innovation to address munitions in the sea by JPI Oceans Joint Programming Initiative - Healthy and Productive Seas and Oceans), NATO Research Workshop on “Sea Dumped Munitions and Environmental Risk”. Varna, Bulgaria. 11 to 13 Oct.

Castellote, M., Clark, C. W. & Lammers, M. O. (2012). Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. Biol. Cons. 146: 115-122.

Cerchio, S., Strindberg, S., Collins, T., Bennett, C. & Rosenbaum, H. (2014). Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. Plos ONE 9(3): e86464. doi:10.1371/journal.pone.0086464

Clark, C. W. & Gagnon, G. C. 2006 Considering the temporal and spatial scales of noise exposures from seismic surveys on baleen whales. Int. Whal. Comm. SC58/E9.

Cole, R. H. (1948) Underwater explosions, Princeton university press, Princeton, NJ.

Collin, S.P. and Whitehead, D. (2004) The functional roles of passive electroreception in non-electric fishes. Animal Biology 54(1), 1-25.

Comiso, J. C. & Hall, D. K. (2014). Climate trends in the Arctic as observed from space. WIREs Climate Change 5, 389–409.

Croci, K., Arrigoni, M., Boyce, P., Gabillet, C., Grandjean, H., Grandjean, H., Jacques, N., Kerampran, S. (2014) Mitigation of underwater explosion effects by bubble curtains: experiments and modelling. 23rd MABS (Military Aspects of Blast and Shock), Oxford, UK, 7-12 September, United Kingdom.

Curé, C., Isojunno, S., Visser, F., Wensveen, P., Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Lam, F-PA. & Miller, P.J.O. (2016). Biological significance of sperm whale responses to sonar: comparison with

antipredator responses. Endangered Species Research 31: 89–102 doi: 10.3354/esr00748.

Dalen, J., Ona, E., Soldal, A.V. & Sætre, R. (1996). Seismiske undersøkelser til havs: en vurdering av konsekvenser for fisk og fiskerier. Fisken og Havet, 9 (1996). Havforskningsinstituttet. 26 s.

Dalen, J., Hovem, J.M., Karlsen, H.E., Kvadsheim, P., Løkkeborg, S., Mjelde, R., Pedersen, A. & Skiftesvik, A.B. (2008). Kunnskap og forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. Rapport til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensningstilsyn fra spesielt nedsatt forskergruppe. 69 p. ISBN 82-7257-661-9

Di Iorio, L., & Clark, C. W. (2010) Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. Biology Letters 6 (1). https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0651

de Robertis, A. & Handegard, N.O. (2013). Fish avoidance of research vessels and the efficiency of noise reduced vessels: a review. ICES Journal of Marine Science 70, 34-54.

Domenico, S. N. (1982) Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water-Part I History and theory, Geophysics, 47,345-353.

Domenico, S. N. (1982) Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water-Part II: Field experiment, Geophysics, 47, 354-375.

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Paton, D., & Cato, D. H. (2015a). The behavioural response of humpback whales (megaptera novaeangliae) to a 20 cubic inch air gun. Aquatic Mammals, *41*(4), 412-433.

Dunlop, R.A., Noad, M.J., McCauley, R.D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D. & Cato, D.H. (2015b) Response of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to ramp-up of a small experimental air gun array. Marine Pollution Bulletin 103, 72-83 https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.044.

Durif, C.M., Browman, H.I., Phillips, J.B., Skiftesvik, A.B., Vøllestad, L.A. & Stockhausen, H.H. (2013) Magnetic compass orientation in the European eel. PloS one 8(3), e59212.

Ellingsrud, S. (2014). Hva er EM? Fisk og EM. Presentasjon: "Fisk og seismikk"-seminar. Trondheim, 13. februar 2014.

Ellingsrud, S. and Larsen, J. (2019) Petromarker om CSEM. Presentasjon på Havforskningsinstituttet.
Bergen, 4. januar 2019.

Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E. & Soldal, A. V. (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (Gadus morhua) and haddock (Melanogrammus aeglefinus). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:2238-2249. doi: 10.1139/cjfas-53-10-

2238.

Farcas, A., Thompson, P. M., & Merchant, N. D. (2016). Underwater noise modelling for environmental impact assessment. Environmental Impact Assessment Review 57:114-122. doi: https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.012

Fardal, R. (2005) Måling av lydtrykk fra undersjøiske mineeksplosjoner – Virkningerpå området for planlagt småbåthavn i Østhusvik, Measurements of sound pressuer level from undersea mine explosions, Forsvarets forskningsinstitutt, FFI/RAPPORT-05/03326.

Farmer, N.A., Noren D.P., Fougeres, E.M., Machernis, A. & Baker K. (2018). Resilence of the endangered sperm whale *Physeter macrocehpalus* to foraging disturbance in the Gulf of Mexico, USA: a bioenergetic approach. Mar. Eco. Prog. Ser. 589-261.

Faulkner, S. G., Tonn, W. M., Welz, M. & Schmitt, D. R. (2006) Effects of Explosives on Incubating Lake Trout Eggs in the Canadian Arctic, North American Journal of Fisheries Management, 26:4, p.833-842.

Fauske, A. (2007) Undervannssprenginger i nærheten av oppdrettsanlegg – begrensninger og krav til gjennomføring. Norsk Jord og Fjellteknisk Forbund, Fjellsprengningsdagen, Bergmekanikkdagen, Geoteknikkdagen, p.15.1 – 15.23.

Fewtrell, J. L. & McCauley, R. D. (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. Mar. Pollut. Bull. 64:984-93. doi:10.1605/01.301- 0019507078.2012.

Finneran, J. J., Dear, R., Carder, D. A., & Ridgway, S.A. (2003). Auditory and behavioral responses of California sea lions to single underwater impulses from an arc-gap transducer. J. Acoust. Soc. Am. 114: 1667-1677.

Finneran, J. J. & Schlundt, C. E. (2010). Frequency-dependent and longitudinal changes in noise-induced hearing loss in a bottlenose dolphin (Tursiops truncatus). J. Acoust. Soc. Am. 128:567-570.

Finneran, J. J. (2015). Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996 to 2015. J. Acoust. Soc. Am. 138:1702-1726.

Finley, K.J., Miller, G.W., Davis, R.A. & Greene, C.R., 1990. Reactions of belugas, *Delphinapterus leucas*, and narwhals, *Monodon monoceros*, to ice-breaking ships in the Canadian high arctic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 224, 97–117.

Fischer, C. (2010) Electromagnetic Field Study - Effects of electromagnetic fields on marine species: A literature review., Ecology and Environment, Inc. Michael Slater, Science Applications International Corp. On behalf of Oregon Wave Energy Trust Oregon, USA.

Forland, T.N., Sivle, L.D., Hansen, R.R, Grimsbø, E. & Karlsen, H.E. (in prep.) Behavioural effects of seismic dose escalation exposure on captive mackerel (*Scomber scombrus*).

Frankel, R.B. & Blakemore, R. (1980) Navigational compass in magnetic bacteria. Journal of Magnetism and Magnetic Materials 15(3), 1562.

Freake, M.J., Muheim, R. & Phillips, J.B. (2006) Magnetic maps in animals: a theory comes of age? The Quarterly Review of Biology 81(4), 327-347.

Gaspin, J. B. (1975) Experimental investigation og effects of underwater explosions on swimbladder fish, I: 1973 Chesapeake bay tests, Naval surface weapons center white oak laboratory silver spring, Maryland, NSWC/WOL/TR 75-58.

Gaspin, J. B., Wiley, M. L. & Peters, G. B. (1976) Experimental investigation of effects of underwater explosions on swimbladder fish, II: 1975 Chesapeake Bay tests, Naval surface weapons center white oak laboratory silver spring, Maryland, NSWC/WOL/TR 76-61.

Geers, T. L. & Hunter, K. S. 2002 An integrated wave-effects model for an underwater explosion bubble. The Journal of the Acoustical Society of America 111, 1584.

Govoni, J. J., West, M. A., Settle, L. R., Lynch, R. T. & Greene, M. D. (2008) Effects of Underwater Explosions on Larval Fish: Implications for a Costal Engineering Project, Journal of Costal Research, Florida, 24, 2B, p.228-233.

Gill, A.B. & Taylor, H. (2001) The potential effects of electromagnetic fields generated by cabling between offshore wind turbines upon elasmobranch fishes, Countryside Council for Wales.

Gisnier, R.C. (2016). Sound and marine seismic surveys. Acosutics Today 12, 10-18

Grimsbø, E. Nortvedt, R., Hammer, E. & Roth, B. (2014) Preventing injuries and recovery for electrically stunned Atlantic salmon (Salmo salar) using high frequency spectrum combined with a thermal shock. Aquaculture 434, 277–281.

Grimsbø, E. (2016) Measuring methods for fish welfare during slaughter based on electrical impedance, EEG, ECG and blood parameters. Dissertation for the degree of Philosophiae Doctor (PhD). University of Bergen.

Grimsbø, E., Dalen, J. & Sivle, L. D. (2016) Elektromagnetiske undersøkelser i olje- og gassleiting: Fisk merker magnetiske og elektriske felt. Havforskingsrapporten 2016, Fisken og havet. Institute of Marine Research. Særnummer 1-2016, 100-101.

Grimsbø, E., Nortvedt, R., Hjertaker, B.T., Hammer, E. & Roth, B. (2016) Optimal AC frequency range for electro stunning of Atlantic salmon (Salmo salar). Aquaculture. 451, 283-288.

Grimsbø, E. & Kvadsheim, P. H. (2018) Sprengingsarbeider I sjø -effekter på marint liv og mulige

tiltak. Fjellsprengningsdagen 2018. Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk (NFF). 4.1-4.19.

Haine, O.S., Ridd, P.V. & Rowe, R.J. (2001) Range of electrosensory detection of prey by Carcharhinus melanopterus and Himantura granulata. Marine and Freshwater Research 52(3), 291-296.

Halvorsen et al. 2011. Hydroacoustic Impacts on Fish from Pile Installation. National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. Washington, DC: The National Academies Press. https://doi.org/10.17226/14596.

Halvorsen, M.B., Casper, B.M, Popper, A.N. & Carlson, T.J. (2017). Comprehensive summary of the impulsive pile driving sound exposure study series. Journal of Acoustic Society of America 141; 3922

Halvorsen, M. B., Casper, M. B., Carlson, T. J., Woodley, C. M. & Popper, A. N. (2011). Assessment of barotrauma injury and cumulative sound exposure level in salmon after exposure to impulsive sound. In: The effects of noise on aquatic life: second international congress. Ed. Hawkins, A. A., New York, Springer Verlag

Handegard, N., Tronstad, T. & Hovem, J. (2013). Evaluating the effect of seismic surveys on fish-the efficacy of different exposure metrics to explain disturbance. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 70(9):1271-1277. https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0465

Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/EuropeiskPerspektiv>.

Hellinger, J. & Hoffmann, K.-P. (2009) Magnetic field perception in the rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. Journal of Comparative Physiology A 195(9), 873-879

Harris, R. E., Miller, G. & Richardson, W. J. (2001). Seal responses to airgun sounds during summer

seismic surveys in the Alaskan Beaufort sea. Marine Mammal Science 17:795-812.

Harris, C. M., Sadykova, D., DeRuiter, S. L., Tyack, P. L., Miller, P., Kvadsheim, P., Lam F. P. A. & Thomas, L. (2015). Dose response severity functions for acoustic disturbance in cetaceans using recurrent event survival analysis. Ecosphere 6:1-14.

Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O. A., Østensen, Ø., Fonn, M., & Haugland, E. K. (2004). Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (Ammodytes

marinus). ICES Journal of Marine Science 61:1165-1173.

Heide-Jørgensen, M. P., Hansen, R. G., Westdal, K., Reeves, R. R., Mosbech, A. (2013) Narwhals and seismic exploration: Is seismic noise increasing the risk of ice entrapments? Biological

Conservation 158, 50-54. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.005

Holliday, D. V., Pieper, R. E., Clarke, M. E. & Greenlaw, C.F. (1987). The effects of airgun energy releases on the eggs, larvae and adults of the Northem anchovy (Engraulis mordax). AP1

Holt, M. M., Noren, D. P., Dunkin, R. C. & Williams, T. M. (2015). Vocal performance affects metabolic rate in dolphins: implications for animals communicating in noisy environments. J. Exp. Biol. 218: 1647-1654; doi: 10.1242/jeb.122424

Holten, T., Flekkøy, E.G., Singer, B., Blixt, E.M., Hanssen, A. and Måløy, K.J. (2009) Vertical source, vertical receiver, electromagnetic technique for offshore hydrocarbon exploration. first break 27(5).

Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A., King, J. & Gibson, C. (2018) Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (shark, rays, and skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. Sterling (VA): US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 3.

IUCN (2018) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1, http://www.iucnredlist.org, http://www.iucnredlist.org.

Iwama, G. K., Afonso, L. O. B. (2006) Stress in Fishes, Ed. Evans, D. H., Claiborne, J. B. The physiology of fishes, third edition, Taylor & Francis Group, FL. p.319-323.

Johannessen, T.C., Johnsen, A., Dullum, O. & Bjerketveit, B. (2018). Trykkbølgedemping ved sprengning under vann - småskalatester av boblegardin og luftfylte materialer. FFI rapport 17/16837.

Juutilainen, J. (2005) Developmental effects of electromagnetic fields. Bioelectromagnetics 26(S7).

Kalmijn, A. (1999) Detection and biological significance of electric and magnetic fields in microorganisms and fish, pp. 4-5.

Karlsen, H. E. (1992). Infrasound Sensitivity in the Plaice (Pleuronectes platessa). J. Exp. Biol. 171, p.173-187.

Karlsen, H. E. (2017) Hørsel hos fisk. Responser på lyd. Fisk og seismikk – Tromsø 06.04.2017

Karlsen, H.E., Piddington, R.W., Enger, P.S. & Sand, O. (2004) Infrasound initiates directional fast-start escape responses in juvenile roach Rutilus rutilus. Journal of Experimental Biology 207, 4185-4191.

Kastak, D., Schusterman, R. J., Southall, B. L. & Reichmuth, C. J. (1999). Underwater temporary

threshold shift induced by octave-band noise in three species of pinniped. J. Acoust. Soc. Am. 2:

1142-1148.

Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L., Macleod, A. & Terhune, J. M. (2012a). Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (Phoca vitulina) after octave-band noise exposure at 4 kHz. J. Acoust. Soc. Am. 132:2745-2761.

Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L. & Olthuis, J. (2012b). Temporary hearing threshold shifts and

recovery in a harbor porpoise (Phocoena phocoena) after octave-band noise at 4 kHz. J. Acoust. Soc. Am. 132:3525-3537.

Kastelein, R. A., Gransier, R. & Hoek, L. (2013). Comparative temporary threshold shifts in a harbor

porpoise and harbor seal, and severe shift in a seal (L). J. Acoust. Soc. Am. 134:13-16

Keevin, T. M. & Hempen, G. L. (1997) The environmental effects of underwater explosions with methods to mitigate impacts, U.S. Army Corps of Engineers, St. Louis District, Missouri.

Keevin, T. M., Hempen, G. L. & Schaeffer, D. J. (1997) Use of a bubble curtain to reduce fish mortality during explosive demolition of locks and dam 26, Mississippi river, International Society of Explosives Engineers, Proceedings of the twenty-third annual conference on explosives and blasting technique. Feb. 2-5, Las Vegas, Nevada U.S.A.

Keevin, T. M. & Hempen, G. L. (1997) The environmental effects of underwater explosions with methods to mitigate impacts, U.S. Army Corps of Engineers, St. Louis District, Missouri.

Ketten, D.R. (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In: Sensory Systems of Aquatic Mammals, Kastelein R, J.A. Thomas & P.E. Nachtigall (eds). De Spil Publishers, The Netherlands. ISBN 90-72743-05-9

Kiran, J. H. (2016) Undervannsdetonasjoner, Forsvarets forskningsinstitutt, FFI-rapport, 16/01500.

Kirschvink, J.L., Dizon, A.E. & Westphal, J.A. (1986) Evidence from strandings for geomagnetic sensitivity in cetaceans. Journal of Experimental Biology 120(1), 1-24.

Klinowska, M. (1986) Cetacean live stranding dates relate to geomagnetic disturbances. Aquatic Mammals 11(3), 109-119

Knudsen, G. M. & Dalen, J. (1985). Skadeeffekter på egg, larver og yngel fra seismiske undersøkelser. Havforskningsinstituttet, rapp. nr. FO 8505, Bergen: 26 s.

Kvadsheim, P., Sivle, L.D., Hansen, R. R. & Karlsen, H.E. (2017). Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø. Rapport til miljødirektoratet om kunnskapsstatus. FFI rapport 17/00075. 75 s.

Krylov, V., Izyumov, Y.G., Izvekov, E. & Nepomnyashchikh, V. (2014) Magnetic fields and fish behavior. Biology Bulletin Reviews 4(3), 222-231.

Kullnick, U. (2000) Influences of electric and magnetic fields on aquatic ecosystems. ICNIRP: Effects of Electromagnetic Fields on the Living Environment, 113-132.

Kunzlik, P.A., Gauld, J. A., and Hutcheon, J. R. 1986. Preliminary results of the Scottish sandeel tagging project. ICES CM 1986/G:7, 6 pp.

Lambooij, B., Grimsbø, E., van de Vis, H., Reimert, H.G.M., Nortvedt, R. & Roth, B. (2010) Percussion and electrical stunning of Atlantic salmon (Salmo salar) after dewatering and subsequent effect on brain and heart activities. Aquaculture. 300.(1-4), 107-112.

Larsen, T., Kjellsby, E., Olsen, S. (1993) Effekter av undervannssprengninger på fisk, Rapport fra senter for marine resurser nr.11, Havforskningsinstituttet.

Laugesen, J. (2006) Intern prosj. Pilotprosjekt i Trondheim havn, Boblegardin mot spredning av muddermasser, Ref. 625 0512, DNV Consulting, Rapport nr. 2006-025.

Lerchl, A., Zachmann, A., Ali, M.A. & Reiter, R.J. (1998) The effects of pulsing magnetic fields on pineal melatonin synthesis in a teleost fish (brook trout, Salvelinus fontinalis). Neuroscience Letters 256(3), 171-173.

Lowe, C., Bray, R. & Nelson, D. (1994) Feeding and associated electrical behavior of the Pacific electric ray Torpedo californica in the field. Marine Biology 120(1), 161-169.

Lusseau, D. & Bejder, L. (2007) The long-term consequences of short-term responses to Disturbance experiences from whalewatching impact assessment. International Journal of Comparative Psychology, 20, 228-236.

Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A. & Salthaug, A. (2012). Sounds from seismic air guns: gear- and species specific effects on catch rates and fish distribution. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69:1278-1291. doi: 10.1139/f2012-059.

Løkkeborg, S. & Soldal, A.V. (1993). The influence of seismic exploration with air guns on cod (Gadus morhua) behaviour and catch rates. ICES mar. Sci. Symp., 196: 62-67

Madsen, P. T. & Møhl, B. (2000). Sperm whales (Physeter catodon L. 1758) do not react to sounds from detonators. Journal of Acoustic Society of America 107: 668-671.

Malme, C.I., Smith, P.W. & Miles, P.R. 1986. Study of the Effects of Offshore Geophysical Acoustic Survey Operations On Important Commersial Fisheries in California. Technical Report No. 1, Report No. 6125. Contract No. MMS 14-12-0001-30273. Prepared by BBN Laboratories Inc., Cambridge, Mass., for Battelle, Ventura Office, CA, USA. 92 s.

Marcotte, M.M. & Lowe, C.G. (2008) Behavioral responses of two species of sharks to pulsed, direct current electrical fields: testing a potential shark deterrent. Marine Technology Society Journal 42(2), 53-61.

McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. J. Acoust. Soc. Am. 113: 638-642. doi: 10.1121/1.1527962.

McCauley, R.D., Day, R.D., Swadling, K.M., Fitzgibbon, Q., Watson, R.A. & Semmens, J.M. (2017) Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. NATURE ECOLOGY & EVOLUTION 1, 0195 (2017). DOI: 10.1038/s41559-017-0195

Meld.St. 10 (2010–2011) Melding til Stortinget. Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.
https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld-st-10-2010-2011/id635591/

Meld. St. 20 (2014-2015) Melding til Stortinget. Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.
https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-20-2014-2015/id2408321/

Metcalfe, J., Holford, B. & Arnold, G. (1993) Orientation of plaice (Pleuronectes platessa) in the open sea: evidence for the use of external directional clues. Marine Biology 117(4), 559-566.

Miller, P. J. O., Johnson, M. P., Madsen, P. T., Biassoni, N., Quero, M. & Tyack, P. L. (2009). Using at sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. Deep-Sea Res. 157: 1168–1181. http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2009.02.008.

Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Wensveen, P. J., Antunes, R., Alves, A. C., Visser, F., Kleivane, L., Tyack, P. L. & Sivle, L. D. (2012). The Severity of Behavioral Changes Observed During Experimental Exposures of Killer (Orcinus orca), Long-Finned Pilot (Globicephala melas), and Sperm (Physeter macrocephalus) Whales to Naval Sonar. Aquatic Mammals 38:362- 401. doi: 10.1578/am.38.4.2012.362.

Mittet, R. (2016) Presentation på faglig forum: Marine CSEM - electric and magnetic Field amplitudes.

Mittet, R. & Jensen, H.R. (2018) Marine CSEM - electric and magnetic field amplitudes. Presentation. Havforskningsinstituttet, Bergen.

Nishi, T., Kawamura, G. & Matsumoto, K. (2004) Magnetic sense in the Japanese eel, Anguilla japonica, as determined by conditioning and electrocardiography. Journal of Experimental Biology 207(17), 2965-2970.

NMFS (2000) Small takes of marine mammals incidental to specified activities; marine seismic-reflection data collection in southern California/Notice of receipt of application. Fed Regist 65:

16374−16379

NOAA (2015) National Oceanic and Atmospheric Administration draft guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing: underwater acoustic threshold levels for onset of permanent and temporary threshold shifts. Draft Report, July 2015.

www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/guidelines.htm

Nordgreen, A.H., Slinde, E., Møller, D. & Roth, B. (2008) Effect of various electric field strengths and current durations on stunning and spinal injuries of Atlantic herring. Journal of aquatic animal health 20(2), 110-115.

O'Connor, J. & Muheim, R. (2017) Pre-settlement coral-reef fish larvae respond to magnetic field changes during the day. Journal of Experimental Biology 220(16), 2874-2877.

Ona, E. (1988). Observations of cod reaction to trawling noise: the significance for trawll sampling. ICES FAST WG-meeting, Oostende, 20-22 April 1988: 10 s.

Picciulin, M.; Sebastianutto, L.; Codarin, A.; Farina, A. & Ferrero, E. A. (2010) In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* living in a Marine Protected Area. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 386: 125-132.

Picciulin, M.; Sebastianutto, L.; Codarin, A.; Calcagno, G. & Ferrero, E. A. (2012). Brown meagre vocalization rate increases during repetitive boat noise exposures: A possible case of vocal compensation. The Journal of the Acoustical Society of America, 132: 3118-3124

Pirotta, E., Brookes, K. L., Graham, I. M. & Thompson, P. M. (2014). Variation in harbour porpoise

activity in response to seismic survey noise. Biology Letters 10: 20131090.

http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.1090.

Pearson, W.H, Skalski, J.R. & Malme, C.I. 1987. Effects of Sounds from a Geophysical Survey Device on Fishing Success. OCS Study MMS-86-0032. Prepared by BBN Laboratories Inc., Cambridge, Mass., og Battelle, Marine Research Laboratory, Washington, contract No. 14-12-0001-30273, to the Department of the Interior, Mineral Management Service, Pacific Outer Continental Shelf Region, Los Angeles, California. 293 s.

Pearson, W. H., Skalski, J. R., & Malme, C. I. (1992). Effects of sounds from a geophysical survey device on behavior of captive rockfish (Sebastes spp.). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:1343-1356.

Peters, R.C., Eeuwes, L. & Bretschneider, F. (2007) On the electrodetection threshold of aquatic vertebrates with ampullary or mucous gland electroreceptor organs. Biological Reviews 82(3), 361-

373.

Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2018). The importance of particle motion to fishes and invertebrates. The Journal of the Acoustical Society of America, 143(1): 470-488. https://doi.org/10.1121/1.5021594

Popper, A.N., Gross, J.A., Carlson, T.J., Skalski, J., Yong, J.V., Hawkins, A. & Zeddies, D. (2016) The effect of exposure to the sound from seismic air guns on pallid Sturegon and Paddlefish. PLOS one https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159486

Popper, A. N., Smith, M. E., Cott, P. A., Hanna, B. W., MacGillivray, A. O., Austin, M. E. & Mann, D. A. (2005). Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. J. Acoust. Soc. Am. 117:3958-3971. doi: 10.1121/1.1904386.

Popper, A.N. & Hastings, M.C. (2009). Effects of anthropogenic sources of sound on fishes. Journal of Fish Biology 75:455-498.

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B. L., Zeddies, D. G., Tavolga, W. N. (2014) Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI, Springer, New York, ASA S3/SC1. 4 TR-2014.

Popper, A. N., Fewtrell, J., Smith, M. E. & McCauley, R. D. (2004). Anthropogenic sound: Effects on the behaviour and physiology of fishes. Marine Technology Science J. 37:35-40.

Polet, H., Delanghe, F. & Verschoore, R. (2005) On electrical fishing for brown shrimp (Crangon crangon): I. Laboratory experiments. Fisheries Research 72(1), 1-12.

Purser, J. & Redford, A. (2011). Acoustic noise induces attention shifts and reduces foraging performance in three-spined sticlebacks (*Gasterosteus aculeatus*). PLOS one 6, e17478 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017478

Putman, N.F., Lohmann, K.J., Putman, E.M., Quinn, T.P., Klimley, A.P. & Noakes, D.L. (2013) Evidence for geomagnetic imprinting as a homing mechanism in Pacific salmon. Current Biology 23(4), 312-316.

Radford, A. N., Purser, J., Bruintjes, R., Voellmy, I. K., Everley, K. A., Wale, M. A., Holles, S. & Simpson, S. D. (2016) Beyond a Simple Effect: Variable and Changing Responses to Anthropogenic Noise. In: Popper, N. A. & Hawkins, A. (Eds.) The Effects of Noise on Aquatic Life II, Springer, New York, pp 901 - 907.

Richardson, W. J., Würsig, B. & Greene Jr., C. R. (1986). Reactions of bowhead whales, Balaena

mysticetus, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. J. Acoust. Soc. Am. 79: 1117-1128. doi:10.1121/1.393384

Robertson, F.C., Koski,W. R., Thomas T.A., Richardson, W.J., Wurstig, B. & Trites, A.W. (2013) Seismic operations have variable effects on dive-cycle behavior of bowhead whales in the Beaufort Sea. Endangered Species Research 121: 143-160.

Robertson, F. C., Koski, W. R. & Trites, A. W. (2016). Behavioral responses affect distribution analysis of bowhead whales in the vicinity of seismic operations. Marine Ecology Progress Series 549: 243-262.

Rolland, R. M., Parks, S. E., Hunt, K. E., Castellote, M., Corkeron, P. J., Nowacek, D. P., Wasser, S. K. & Rodda, G.H. (1984) The orientation and navigation of juvenile alligators: evidence of magnetic sensitivity. Journal of Comparative Physiology A 154(5), 649-658.

Rommel Jr, S. & McCleave, J.D. (1973a) Sensitivity of American eels (Anguilla rostrata) and Atlantic salmon (Salmo salar) to weak electric and magnetic fields. Journal of the Fisheries Board of Canada 30(5), 657-663.

Rommel Jr, S.A. & Mccleave, J.D. (1973b) Prediction of oceanic electric fields in relation to fish migration. ICES Journal of Marine Science 35(1), 27-31.

Roth, A. (1973) Electroreceptors in Brachiopterygii and Dipnoi. Naturwissenschaften 60(2), 106-106.

Roth, B., Imsland, A., Moeller, D. & Slinde, E. (2003) Effect of electric field strength and current duration on stunning and injuries in market-sized Atlantic salmon held in seawater. North American Journal of Aquaculture 65(1), 8-13.

Sabet, S.S., Neo, Y.Y. & Slabbekoorn, H. (2015). The effect of temporal variation in sound exposure on swimming and foraging behaviour of captive zebrafish. Animal Behaviour, 107, 49-60 https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.05.022

Samuelsen, E. (1966) Boblegardin fremstilt ved hjelp av kruttgassgenerator. Foredrag fra konferanse i Fjellsprengningsteknikk, Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, Oslo.

Schlundt, C.E., Finneran, J. J., Carder, D. A. & Ridgway, S. H. (2000). Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, Tursiops truncatus, and white whale, Delphinapterus leucas, after exposure to intense tones. J. Acoust. Soc. Am. 107: 3496-3508.

Sand, O., Karlsen, H. E. (1986). Detection of infrasound by the Atlantic cod. J. Exp. Biol. 125,

p.197-204.

Schmidtke, E. (2010) Schockwellendämpfung mit einem Luftblasenschleier zum Schutz der Meeressäuger. WTD 71, Forschungsbereich für Wasserschall und Geophysik, Berliner Straβe 115, 24340 Eckernförde, Deutschland.

Screen, J. A. & Simmonds, I. (2010). Increasing fall-winter energy loss from the Arctic Ocean and its role in Arctic temperature amplification. Geophysical Resourses Letters 37, L16707.

Sharp, J. A., Johnson, H. N., Pevey, K. C. & McAnally, W. H. (2010) Sediment Management Alternatives for the Port of Bienville, Civil and Environmental Engineering Department, James Worth Bagley College of Engineering, Mississippi State University.

Simenstad, C. A., (1973) Biological effects of underground nuclear testing on marine organisms. I. Review of documented shock effects, discussion of mechanisms of damage, and prediction of amchitka test effects.

Skalski, J. R., Pearson, W. H., Malme, C. I. (1992). Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (Sebastes spp.). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:1357-1365.

Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C., Chivers, D. P., McCormick, M. I. & Meekan, M. G 2016. Anthropogenic noise increases fish mortality by predation Nature Communications, 7, 10544

Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Cure, C., Isojunno, S., Wensveen, P. J., Lam, F. P. A., Visser, F.,

Kleivane, L., Tyack, P. L., Harris, C. M. & Miller, P. J. O. (2015). Severity of Expert-Identified

Behavioural Responses of Humpback Whale, Minke Whale, and Northern Bottlenose Whale to

Naval Sonar. Aquatic Mammals 41:469-502. doi: 10.1578/am.41.4.2015.469.

Sivle, L. D., Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F.-P. A., Visser, F., Curé, C., Harris, C. M., Tyack, P. L. & Miller, P. J. O. (2016). Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. Marine Ecology Progress Series 562: 211–220 doi: 10.3354/meps11969

Sivle, L. D., Hansen, R., Karlsen, H. E. & Handegard, N. O. (2016) Mackerel behaviour and seismic signals – a net pen study. Rapport fra Havforskningen nr 19. ISSN 1893-4536.

Sivle, L.D., Forland, T.N., Hansen, R.R., Andersson, M., Grimsbø, E., Linne, M. & Karlsen, H.E. (2017) Behavioural effects of seismic dose escalation exposure on captive mackerel (*Scomber scombrus*). Rapport fra Havforskningen nr 34-2017. ISSN 1893-453.

Smith, M. E., Kane, A. S. & Popper, A. N. (2004). Noise-induced stress response and gearing loss

in goldfish (*Carassius auratus*). J. Exp. Biol. 207:427-435.

Soetaert, M., Decostere, A., Polet, H., Verschueren, B. & Chiers, K. (2015) Electrotrawling: a promising alternative fishing technique warranting further exploration. Fish and Fisheries 16(1), 104-124.

Soldal, A.V. & Løkkeborg, S. 1993. Seismisk aktivitet og fiskefangster. Analyse av innsamlede fangstdata. Fisken og Havet, 4 (1996): 44 s.

Sætre, R. & Ona, E. 1996. Seismiske undersøkelser og skader på fiskeegg og -larver. En vurdering av mulige effekter på bestandsnivå. Fisken og Havet, 8 (1996): 25 s.

Tashmukhambetov, A., Ioup, G., Ioup, J., Sidorovskaia, N., & Newcomb, J. (2008). Three-dimensional seismic array characterization study: Experiment and modeling. The *Journal of the Acoustical Society of America*, 123: 4084-4108.

Thompson, P.M., Brookes, K.L., Graham, I.M., Barton, T.R., Needham, K., Bradbury G. & Merchant N.D. (2013). Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. Proceedings of the Royal Society B 2013 280, 20132001

Thompson, D. & Fedak, M. A. 1993 Cardiac responses of grey seals during diving at sea. Journal of Experimental Biology 174:139-54

Tomanova, K. & Vacha, M. (2016) The magnetic orientation of the Antarctic amphipod Gondogeneia antarctica is cancelled by very weak radiofrequency fields. Journal of Experimental Biology, jeb. 132878.

Tougaard J., Wright, A.J. & Madsen, P.T (2014). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. Marine Pollution Bullentin 90: 196-208

http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051

Voellmy,I.K., Purser, J., Flynn, D., Kennedy, P., Simpson, S.D. & Radford, A.N. (2014). Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. Animal Behaviour, 89, 191-198. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.12.029

von Benda-Beckmann, A. M., Aarts, G., Sertlek, H. O., Lucke, K., Verboom, W. C., Kastelein, R. A., Ketten, D. R., van Bemmelen, R., Lam, F.-P. A., Kirkwood, R. J. & Ainslie, M. A. (2015)Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises (Phocoena phocoena) in the Southern North Sea, Aquatic Mammals, 41, p.503-523

Walker, M.M. (1984) Learned magnetic field discrimination in yellowfin tuna, Thunnus albacares. Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology

155(5), 673-679.

Walker, M.M., Diebel, C.E. & Kirschvink, J.L. (2003) Sensory processing in aquatic environments, pp. 53-74, Springer.

Walker, T. (2001) Basslink project review of impacts of high voltage direct current sea cables and electrodes on chondrichthyan fauna and other marine life. Marine and Freshwater Resources Institute Report (20), 68.

Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A.M., Hampson, D. & Mackie, D. (2001). Effects of seismic air guns on marine Fish. Continental Shelf Research 21, 1005–1027.

Westerdahl, H. (2017) Lydutbredelse i havet. Foredrag på Fisk og Seismikk, https://www.norskoljeoggass.no/miljo/prosjekter/fisk-og-seismikk/fisk-og-seismikk-2017/)

Wiltschko, W. & Wiltschko, R. (2005) Magnetic orientation and magnetoreception in birds and other animals. Journal of Comparative Physiology A 191(8), 675-693.

Wright, D. G.& Hopky, G. E. (1998) Guidelines for the Use of Explosives In or Near Canadian Fisheries Waters, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2107.

Yelverton, J. T., Richmond, D. R., Fletcher, E. R. & Jones, R. K. (1973) Safe distances from underwater explosions for mammals and birds, Lovelace Foundation for Medical Education and Research, Albuquerque NM 87108, AD-766 952.

Yelverton, J. T., Richmond, D. R., Hicks, W., Saunders, K.& Fletcher, E. R. (1975) The relationship between fish size and their response to underwater blast, Lovelace Foundation for Medical Education and Research, Albuquerque NM 87108, DNA 3677T.

Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H. (2007) Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. AMBIO: A journal of the Human Environment 36(8), 630-633.

7 - Vedlegg I: Frarådingskart brukt i rådgivning for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser

Gyteområder for fisk

Havforskningsinstituttet fraråder seismikk-undersøkelser i og tett opptil gyteområder for en rekke viktige fiskebestander.

En gang i året gjennomgås gytekart sammen med bestandsansvarlige personer for hver av bestandene. Om det i løpet av året er kommet inn ny kunnskap om gyteområder, vil kartet bli oppdatert. I tillegg foregår en vurdering av hvilke bestander man skal fraråde seismikk i gyteområdet til, og det settes opp en liste over disse bestandene. Denne vurderingen tas på grunnlag av følgende:

Kommersiell viktighet: Hovedsakelig gis råd for bestander underlagt fiskeriforvaltning for kommersiell utnyttelse. Det er også for disse bestandene man har best grunnlag for å vite noe om gyteområde og gyteperiode.

Annet grunnlag: Bestander som er antatt å ha en nøkkelrolle i økosystemet (eks som næringsgrunnlag for fisk, sjøpattedyr og sjøfugl), eller av ulike grunner er under sterkt vern (eks. truet, rødlistet), dersom det eksisterer tilstrekkelig grunnlagsdata for å lage gode gytekart.

Gyteområder- og perioder: Bestander som gyter i et konsentrert/lite område og/eller over en konsentrert/kort periode anses som mer sårbar enn bestander som gyter over et svært stort område og/eller over en svært lang periode. Når bestanden gyter over svært store områder, regnes de som mindre sårbare enn dem som har mindre gytefelt. For bestander som har slike svært store gyteområder over lange perioder, anses en forstyrrelse som seismikk medfører ikke grunnlag for fraråding om undersøkelsen dekker kun en fraksjon av gyteområdet. For en del bestander, særlig i Nordsjøen, er de generelle gyteområdene svært store, men gjennom siste års forskningsaktivitet (KINO II) er det kartlagt hvilke områder som er ansett som de aller viktigste gyteområdene, og hvor den største konsentrasjonen av bestanden gyter. Fraråding begrenser seg da til de gytefelt som er definert som konsentrerte gytefelt.

Bestander og kartlag som rådgis for i 2019 er angitt i tabell AI.1.

Tabell AI.1. *Liste over bestander som rådgis for i 2019, samt hvilke gyteperioder som frarådes for hver av disse, og tilhørende kartlag fra Havforskningsinstituttets geoserver (http://maps.imr.no/geoserver/web/).*

Bestand	Gytekart start	Gytekart slutt	Navn på kartlag fra geoserver (http://maps.imr.no/geoserver/web/)
Lodde *(Mallotus villosus)*	15.feb	15.apr	lodde_gyte
NVG sild *(Clupea harengus)*	01.feb	31.mar	nvg_sild_gyte.6
NEA hyse *(Meanogrammus aeglefinus)*	01.mar	15.mai	hyse_nea_gyteomrade
NEA sei *(Pollachius virens)*	01.feb	31.mar	sei_nea_gyte
NEA torsk *(Gadus morhua)*	15.mar	30.apr	torsk_nea_gyte
Nordsjøtorsk *(Gadus morhua)*	01.jan	31.mar	Nordsjotorsk_gyteomrade_hoy _konsentrasjon
Nordsjøsei *(Pollachius virens)*	01.jan	30.apr	NordsjoSei_gyteomrade_hoy_konsentrasjon
Nordsjøhyse *(Meanogrammus aeglefinus)*	01.feb	30.apr	Nordsjohyse_gyteomrade_hoy_konsentrasjon
Øyepål *(Trisopterus esmarkii)*	01.jan	30.apr	oyepaal_gyte.4
Tobis *(Ammodytus marinus)*	01.des	31.jan	Tobis_gyteomrade
Blåkveite *(Reinhardtius hippoglossoides)*	01.des	31.jan	blaakveite_gyte.4
Vanliguer *(Sebastes norwegicus)*	01.mar	30.apr	vanliguer_gyte.3

Konsentrerte gytevandringer inn mot gytefeltene finnes for ulike bestander, men det er hovedsakelig for bestandene NEA torsk og NVG sild det finnes tilstrekkelig kunnskap om disse i tid og rom til å utvikle et kart for hvor og når denne finner sted. Disse kartlagene angis i tabell A1.2.

Tabell A1.2. *Liste over bestanders konsentrerte gytevandringsom rådgis for i 2019, samt hvilke perioder som frarådes for hver av disse, og tilhørende kartlag fra Havforskningsinstituttets geoserver (http://maps.imr.no/geoserver/web/).*

Bestand	Vandringskart start	Vandringskart slutt	Navn på kartlag fra geoserver
NVG sild *(Clupea harengus)*	15.jan	31.mar	seismikk:nvg_sild_vandring_kyst.1
NVG sild *(Clupea harengus)*	15.jan	31.jan	seismikk:nvg_sild_vandring_havet.1
NEA torsk *(Gadus morhua)*	01.jan	31.mar	seismikk:torsk_nea_vandring

Vi har siden 2018 slått sammen alle de gjeldene gytekartene, samt kart for konsentrerte gytevandringer, til felles frarådingskart, hvor hvert av kartene gjelder for en periode på 14 dager, og viser det totale området som frarådes i den gitte perioden. I tillegg vises buffersoner på 5 og 20 nmi som brukes for henholdsvis borestedsundersøkelser (5nmi) og ordinære undersøkelser (20 nmi). Alle frarådingkartene for de ulike periodene er vist i figur A1.1. Disse kartene kan ses på HI sin kartklient; http://www.imr.no/geodata/geodataHI.html.

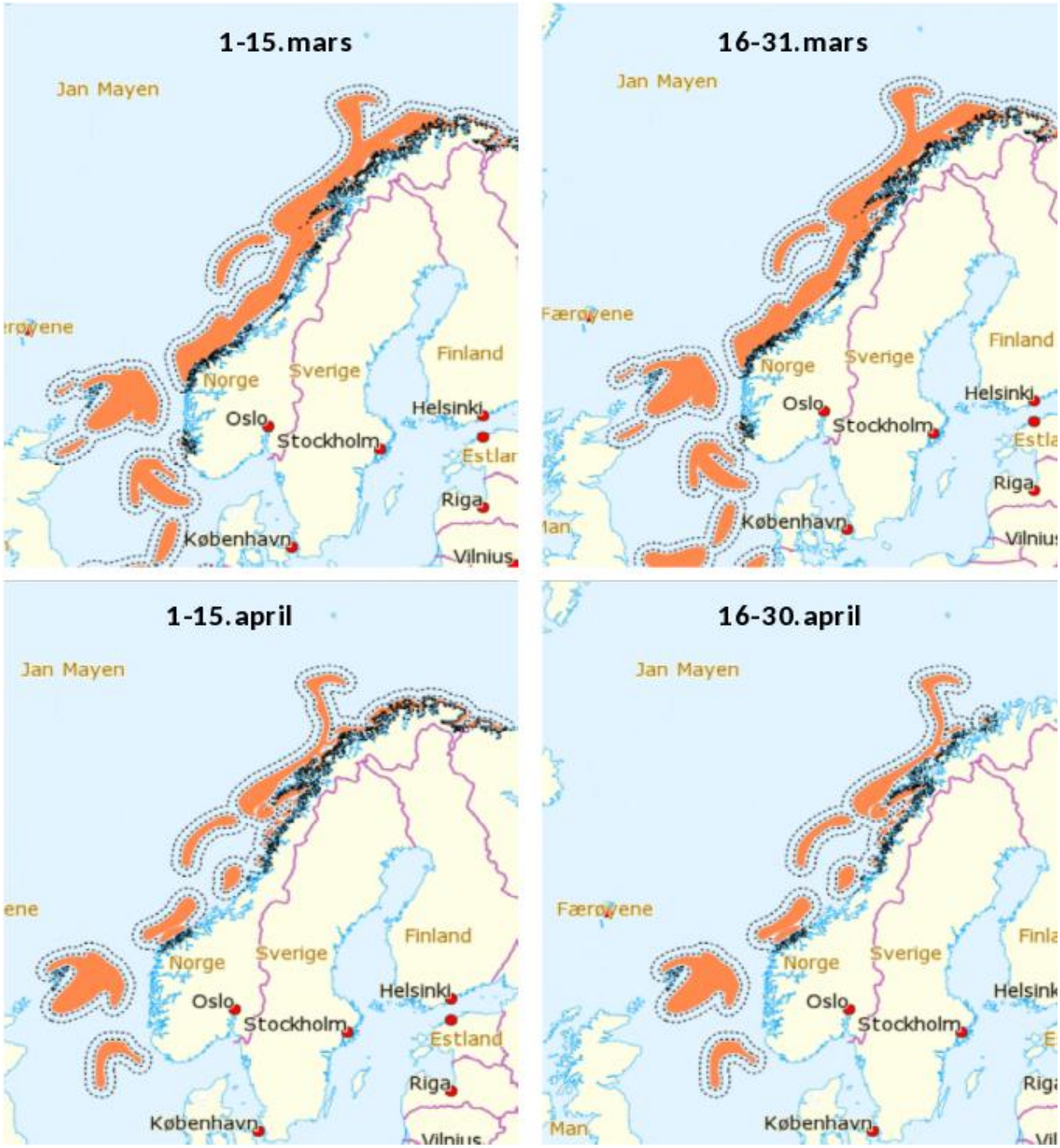
Disse kartene lastes også ned og brukes i webportalen Sam-X (www.sam-x.no) som er en planleggingsportal laget for at seismikkselskapene kan planlegge sin aktivitet i forkant av søknad til Oljedirektoratet. Frarådingskart for seismikk undersøkelser med buffersoner for alle perioder er vist i figur A1.2.

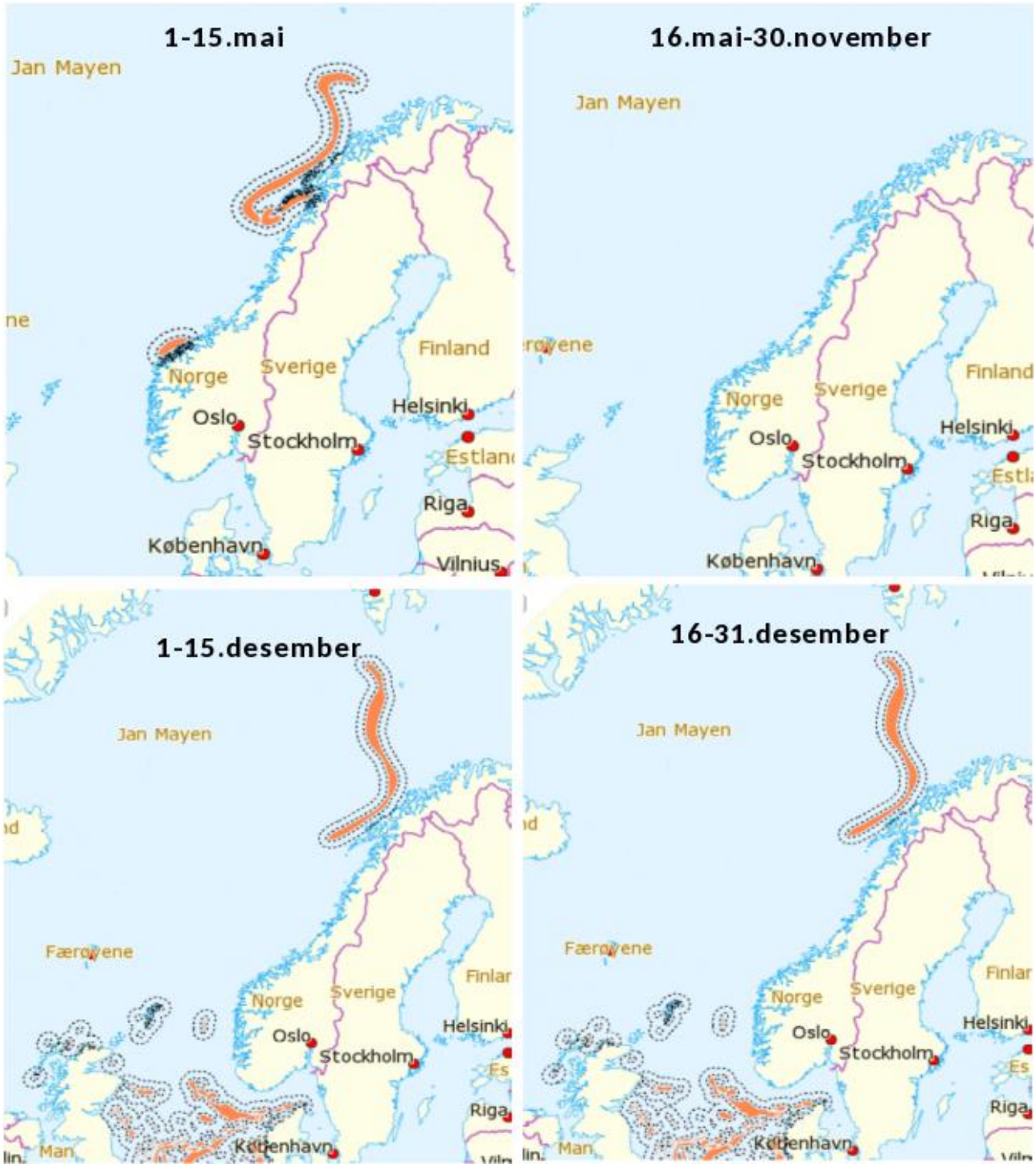
1-15.januar
Jan Mayen
Island
Færøyene
Norge
Sverige
Oslo
Stockholm
Helsinki
Riga
København
Dublin
Man
Amsterdam
Berlin

16-31.januar
Jan Mayen
Færøyene
Norge
Sverige
Oslo
Stockholm
Helsinki
Riga
København
Man
Amsterdam
Berlin
Warszawa

1-15.februar

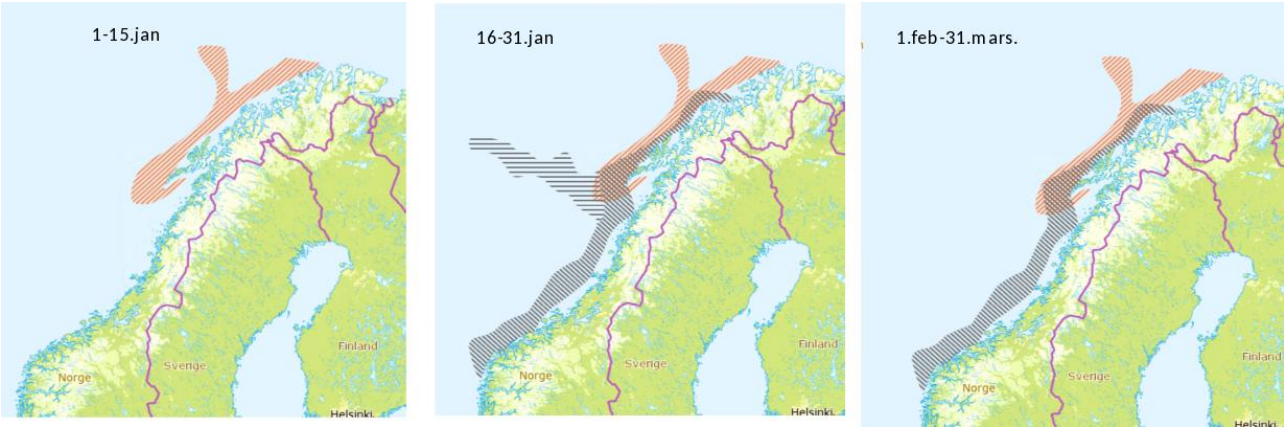
Jan Mayen
16-28.februar
Færøyene
Norge
Sverige
Finland
Oslo
Stockholm
Helsinki
Riga
København
Vilnius
Man
Amsterdam
Berlin
Warszawa


1-15.mars
Jan Mayen
Norge
Sverige
Finland
Oslo
Helsinki
Stockholm
Riga
København
16-31.mars
Jan Mayen
Færøyene
Norge
Sverige
Finland
Oslo
Helsinki
Stockholm
Riga
København
1-15.april
Jan Mayen
Norge
Sverige
Finland
Oslo
Helsinki
Stockholm
Estland
Riga
København
16-30.april
Jan Mayen
Færøyene
Norge
Sverige
Oslo
Stockholm
København



Figur AI.1. Frarådingsoner for seismikkundersøkelser basert på viktige gytefelt og konsentrerte vandringsruter inn mot gytefelt med buffersoner (5 og 20 nmi) for alle perioder gjennom året. Fra 1.mai – 30.nov foregår det ikke gyting i særlig grad, og det er da ingen områder som frarådes.

For elektromagnetiske undersøkelser frarådes kun gytevandringsrutene (se kap. 4). For slike undersøkelser er det ikke noen buffersoner. Kart for aktuelle perioder er vist i figur A1.2.



Figur AI.2. *Frarådingsoner for elektromagnetiske undersøkelser basert på gytevandringsruter inn mot gytefeltene. Etter 31.mars foregår det ikke gytevandring i særlig grad, og det er da ingen områder som frarådes.*

Beiteområder for hval

Seismikk frarådes i viktige beiteområder- og perioder for bardehval. Disse befinner seg utenfor det som pr 2019 er definert som åpnede områder for kommersiell seismikk.

8 - Vedlegg II: Test av dBSea

For modellering av lydutbredelse og sammenligning av lydutbredelse i ulike havområder ved dagens frarådingsgrenser på 20 og 5 nautiske mil som er beskrevet i avsnitt 2.3 og avsnitt 2.4.1 under ↔konsekvensvurdering av frarådingsoner≈ ,ble softwaren dBSea brukt. Her følger en grundigere beskrivelse av uttesting og bruk av denne. Noe av teksten er overlappende med teksten i avsnitt 2.3, som gjengir hovedpunktene i metodikk og resultater.

dBSea er en software utviklet av ↔Marshall Day Acoustics≈ og ↔Irwin Carr Consulting≈ for å beregne nivået av undervannstøy over relativt store avstander rundt en lydkilde. Dette er et verktøy som blir brukt av Equinor. Vi har testet denne softwaren for å få en pekepinn på styrker og svakheter, og i tillegg brukte vi det til å studere hvordan lydnivået 20 nautiske mil unna lydkilden kan variere for ulike havområder for samme kilde.

Ulike regnemodeller passer til ulike situasjoner, blant annet frekvens og dyp kan være avgjørende for hvilken modell som bør velges (Farcas et al. 2016). dBsea har 5 ulike regnemodeller (solvers) som vi kan velge mellom for å beregne lydutbredelsen. Først ble de ulike regnemodellene testet. 3 av regnemodellene så ut til å fungere bra for vårt formål da de tar hensyn til bunn-egenskaper og dybdevariasjoner. Dette var:

- Parabolic: Basert på parabolsk ligning. Passer best for lave frekvenser. Tar med bunnen i beregningen. Brå endringer i tetthet kan føre til feil og er dermed glattet ut av en algoritme i regnemodellen. Beregninger i frekvensdomenet.

- Normal modes: Coupled mode ligning. Adiabatisk antakelse (ingen energioverføring mellom moder). Passer ifølge bruksanvisningen best for lave frekvenser og grunne dyp. Tar med bunnen i beregningen. Beregninger i frekvensdomenet.

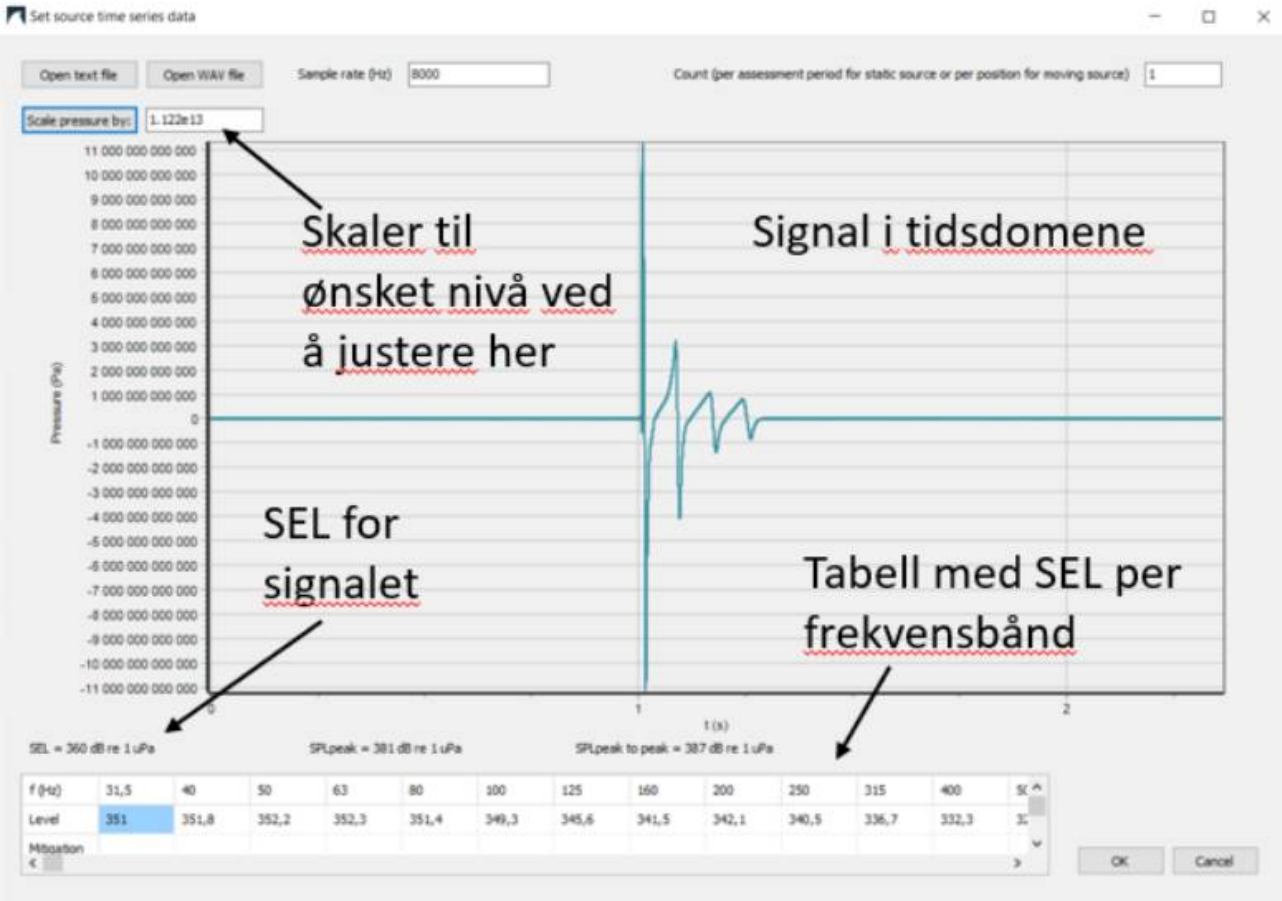
- Ray tracing: Beregner strålegangen for et valgt antall stråler fra kilden. Summerer nivåene for hvert punkt i modellen. Passer for høye frekvenser ifølge bruksanvisningen, med det er vist at andre ray tracing modeller har god nøyaktighet ned til 25 Hz [CITATION Hov12 \l 1044]. Denne modellen lar ikke stråler gå inn i bunnen, men tar hensyn til bunnen i refleksjonskoeffisienten. Beregninger i tidsdomenet.

Ray tracing er den eneste regnemodellen som gjør beregningene i tidsdomenet. For denne regnemodellen er det mulig å legge inn kildesignalet direkte som en signal-snutt i en wav eller csv-fil. I forbindelse med at vi testet denne modellen fikk vi noen eksempel-filer på kildesignal av Jurgen Wissenberger i Eqinor, sammen med en fremgangsmåte for bruk i dBSea for ray tracing. Vi justerte kildenivået ved å multiplisere hele signalet med en konstant faktor slik at vi fikk ønsket SEL for 1 sekund.

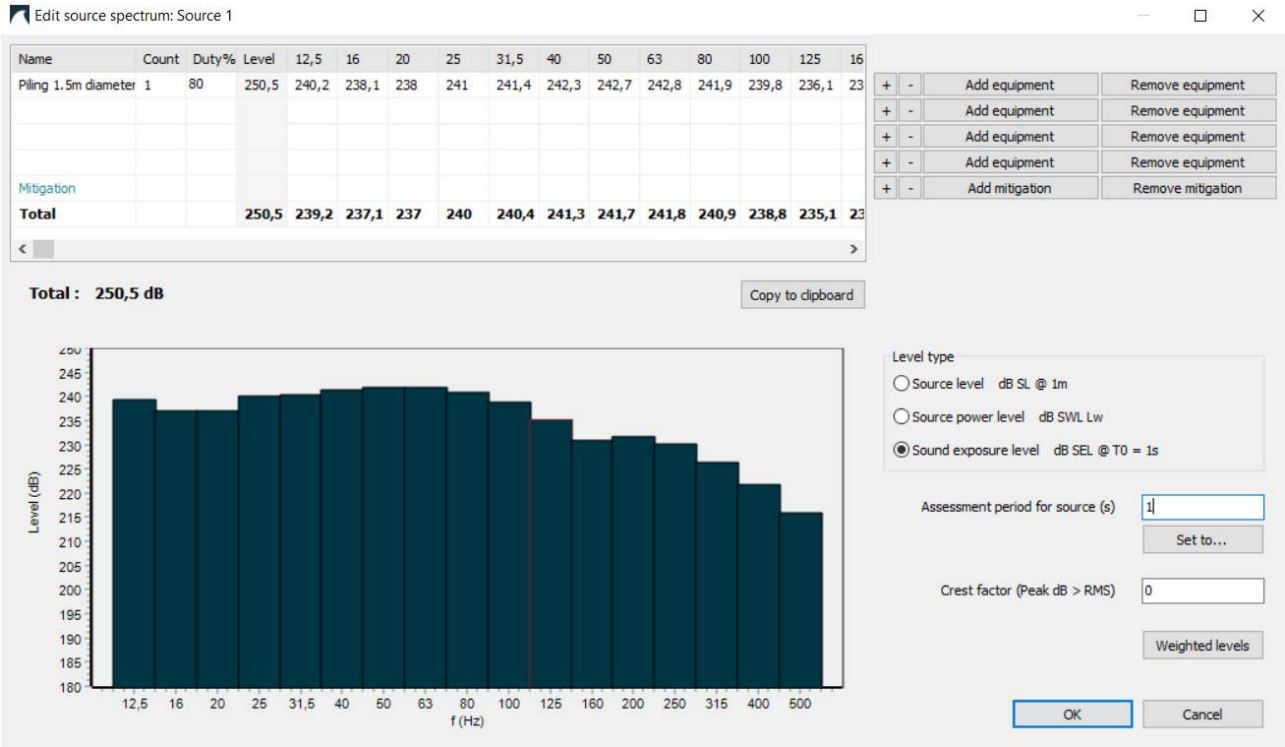
For de andre regnemodellene blir beregningene gjort i frekvensdomenet. Her er det ikke mulig å legge inn kildesignalet direkte, men en må oppgi kildesignalet som lydnivå per frekvensbånd i en tabell. For å kunne sammenligne resultat fra alle regnemodellene ble det først lagt inn et signal i tidsdomene. dBSea viste automatisk en tabell over lydnivå per frevensbånd fra dette signalet. Verdiene fra denne tabellen ble notert og kunne så brukes til å definere et tilsvarende signal i frekvensdomenet. For å få SEL-nivået til å bli det samme som i tidsdomenet måtte en bruke 80% duty cycle i frekvensdomenet. Eksempel på kilde-signal i både tidsdomene og som frekvenstabell er vist i Figur A2.1 og Figur A2.2.

I ettertid viste det seg at dette signalet allerede inneholder overflaterefleksjonen av signalet. For å kompensere for det skulle direktiviteten bli satt til å kun stråle nedover. Dette ble ikke gjort. I de følgende resultatene får vi derfor med overflaterefleksjonen av signalet to ganger. Det kan være årsaken til at resultatene fra disse simuleringene viste høyere lydnivå enn forventet (sammenlignet med resultat fra Handegard et al. (2013). Den

relative forskjellen mellom ulike områder er likevel interessant.



Figur A2. 1: Kildesignal i tidsdomenet ble lest inn som en txt-fil.



Figur A2. 2: Kildesignal i frekvensdomenet. Dette ble lagt in ved å skrive inn en verdi per frekvensbånd i tabellen.

Oversikt over tester:

Vi valgte å bruke samme kildenivå som brukt i Handegard et al. 2012, oppgitt som SEL=250.5 dB re 1 uPa^{2}s. Bunnkart for de ulike havområdene ble hentet fra http://portal.emodnet-bathymetry.eu/.

Tester ulike områder

Nordkappbanken

Vesterålen

Norskehavet lenger sør

Nordsjøen sør

Figur A2.3: Kryss viser områder som er forsøkt simulert i dBSea

Dette er 4 havområder med ulike egenskaper. Nordkappbanken og Vesterålen ble valgt fordi dette er lokasjonene for de to viktigste forsøkene som ligger til grunn for seismikkrådgivningen. Områdene lenger sør i Norskehavet og Nordsjøen ble valgt fordi de representerer havområder med mye seismikk-aktivitet og fordi de har annen bunn og dybde som kan demonstrere eventuell forskjell i lydpropagasjon.

Parametrene som er valgt for de ulike områdene ble funnet på ulike måter. Dybden er gitt i kartene. Nordkapp er området med det jevneste dypet for hele modellområdet, med dyp på rundt 300 m, mens Vesterålen hadde det mest variable dypet fra 70 til 2600 m. Nordsjøen har et to-delt dybdeområde, ca. 300 m i nord og rundt 50-70 m lenger sør. Vi har plassert kilden på det grunne området ved 70 m dyp. Området sør i Norskehavet har et ujevnt dyp som varierer mellom 200-420 m, det er mer brå variasjoner her enn for Nordkappbanken som har omtrent samme dyp. Nordkappbanken og Vesterålen ble det brukt de samme bunn- og vannkolonneparametrene som oppgitt i Engås et al. (1996) og Lokkeborg et al. (2012). For Norskehavet lenger sør ble de samme parameterne som for Vesterålen brukt, men med ulikt bunndyp. For Nordsjøen ble også vannparametrene satt som for VesterålenLydhastighetsprofilen i vannet endrer seg med årstidene og vi vil derfor kunne få ulik lydpropagasjon til ulike tider på året. Bunnparametrene i Nordsjøen ble satt til ↔Sand≈ som er et ferdig definert materiale i dBSea med parametere som gitt i Tabell A2.2.

Lydhastighetsprofilene er vist i Tabell A2.1

Tabell A2. 1: *Lydhastighet i vannkolonne*

Depth (m)	c (m/s)
0	1495
100	1478
300	1485
500	1487
2824,7	1487

Vesterålen (basert på Løkkeborg et al. 2012)?

Depth (m)	c (m/s)
0	1467
453	1471

Nordkapp

Tabell A2. 2: *Oversikt over vann og bunn-parametere for de ulike havområdene*

Sted	Lydhastighet i vannkolonne	Dybde	Tetthet i bunn	Demping i bunn	Lydhastighet i bunn
Nordkapp	1467-1471	230-450 m	1700	1,50	1620
Vesterålen	1495-1478-1487	70-2600 m	2500	1,50	2000
Norskehavet	1495-1478-1487	200-420 m	2500	1,50	2000
Nordsjøen	1495-1478-1487	50-300 m	1900	0,80	1650

Resultater fra Normal modes og Ray tracing blir presentert her:

Vår interesse var hovedsakelig hvordan lydnivået endret seg med avstand, spesielt rundt 5 og 20 nmi fra kilden som er grensene vi bruker i seismikkrådgivningen. For å finne svaret på dette brukte vi plottefunksjonen ↔Radial≈, som gir lydnivået (SEL) som funksjon av anstand for ulike retninger. Et eksempel er vist i Figur 4. Der er det 360 kurver, en for hver grad i alle retninger. Variasjonen mellom kurvene gjenspeiler variasjon i lydnivå ved ulike retninger. Her er lydnivået ved 28 m dyp valgt ut. Dette er for å sammenligne med resultater i [CITATION Han13 \l 1044] som var vist ved 30 m dyp. Grunnen til at kurvene har ulik lengde er dimensjonene på modellen, og nærhet til land. For Nordkappbanken var det mye mindre variasjon med retning siden havdypet var mer homogent. Resultat ved 5,10 og 20 nmi ble plukket ut fra Radial-plottet og vist i Tabell A2.3.

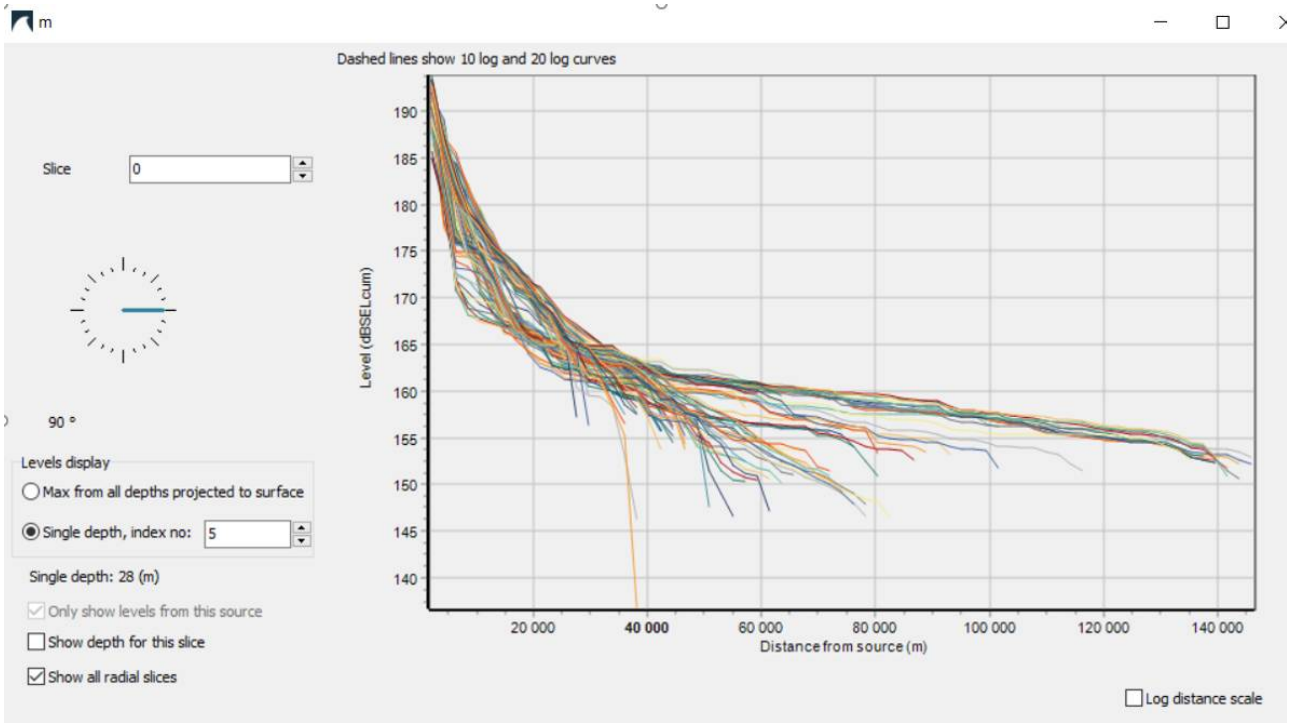
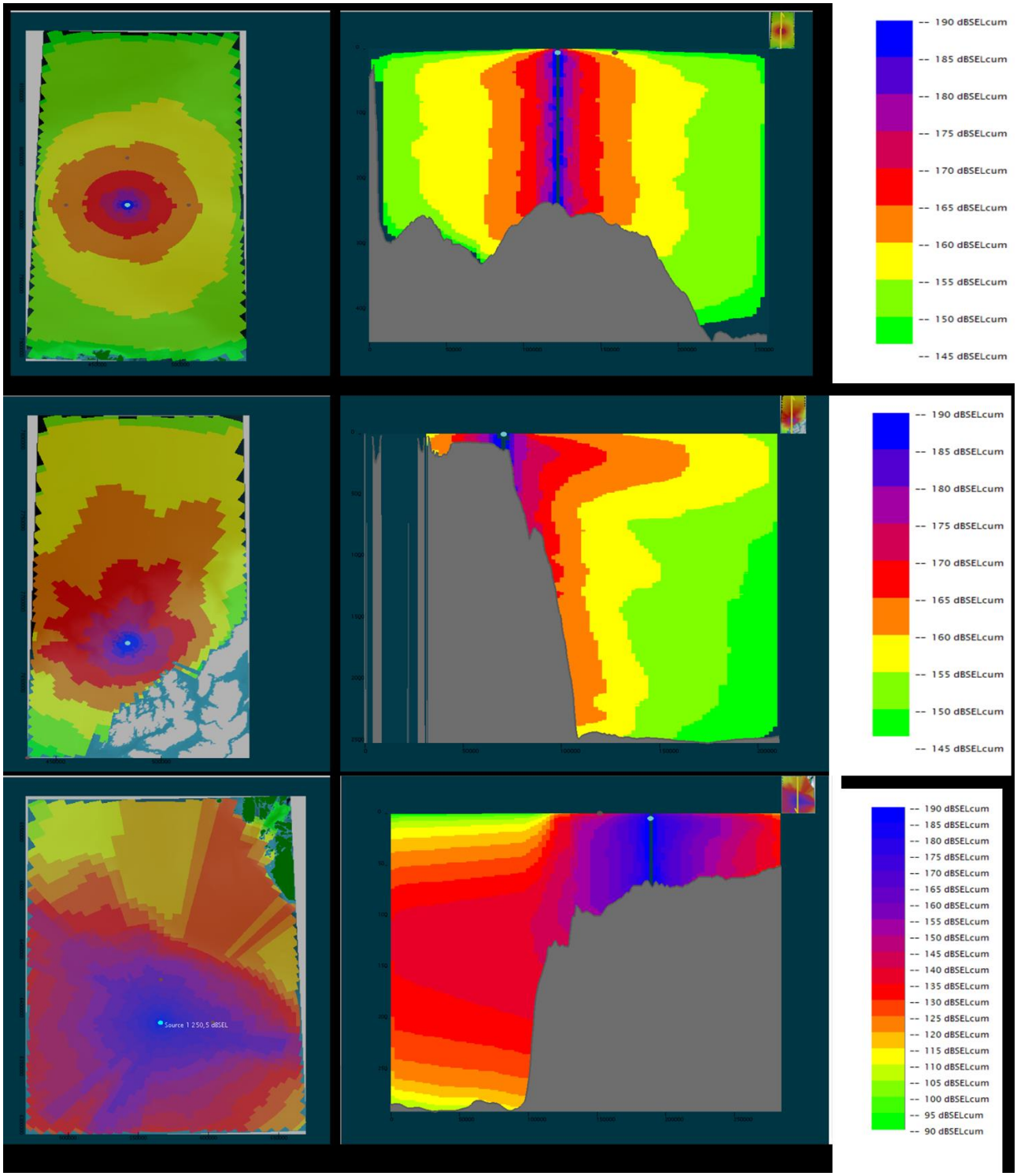


FigurA2. 4: Vesterålen Ray tracing. Her representerer kurvene lydnivået i ulike retninger for 360 grader.

Tabell A2.3: *Lyd beregninger (dB SEL for 1 sek) for 5, 10 og 20 nmi avstand for ulike havområder med to ulike regnemodeller. Nivået er plukket ut ved 28 m dyp. Kartet over havområdene er hentet fra emodnet-bathymetry, lydkilden var 250.5 dB SEL. Spredningen i SEL-nivået er mål på øverste og nederste kurve fra det radielle plottet (som vist i Figur 4)*

Sted	Regnemodell	SEL ved 5 nmi	SEL ved 10 nmi	SEL ved 20 nmi
Nordkapp	Normal modes	173-176	167-169	160-163
Nordkapp	Ray tracer	179-181	172,5-174	167-168
Vesterålen	Normal modes	162-192	160-182	120-196
Vesterålen	Ray tracer	162-180	157-173	145-165
Norskehavet	Normal modes	166-181	159-173	140-174
Nordsjøen	Normal modes	173-176	164-171	152-165

Noen screen shots fra modellen er vist i figur A2.4.En ulempe med prøveversjonen av dBSea er at det ikke går an å eksportere resultatene til filer/figurer. Den eneste måten å dokumentere beregningene er å ta screen-shot av resultatene. Alle aksene på figurene hadde svart skrift på mørkegrå bakgrunn og er nesten umulig å lese. Størrelen på kartområdene ble noenlunde tilfeldig, og er ulik for hvert område.



Figur A2.4. Screenshots for Nordkappbanken (øverst), Vesterålen (midten) og Nordsjøen sør (nederst). Alle viser snitt sett ovenfra til venstre og tverrsnitt til høyre. Merk at for skalaen for Nordsjøen er annerledes enn for de to andre.

For å kunne vite om modellen er riktig må den kalibreres med målinger, noe som ikke er gjort i disse tilfellene. Vi fikk ikke så godt samsvar med resultatene fra Handegard et al. 2012, men vi fortsatte likevel å bruke samme kildenivå. Vi kan anta at den relative forskjellen mellom lydutbredelsen for de ulike havområdene er realistisk for de parametrene vi har valgt. Dette viser dermed hvor forskjellig lydfeltet er ved ulike havområder. I virkeligheten vil nok parameterne for vannkolonne og bunn være noe ulikt det som er brukt her, og vannkolonnen vil også variere mye med tid gjennom året.

For Nordkappbanken der dypet er noenlunde jevnt er lydutbredelsen ganske symmetrisk. Plottet viser at vi har tilnærmet sylindrisk spredning. Ved 20 nmi varierer SEL mellom 160-163 dB re 1 µPa^{2}s ved 28 m dyp for normal modes regnemodellen, men for ray tracing regnemodellen ligg nivået på 167-168 dB re 1 µPa^{2}s.

For Vesterålen der lydkilden er plassert i et område med ca. 140 m dyp og havdypet ikke langt unna brått går til >2000 m ved eggakanten blir lydforplantningen mye mer usymmetrisk. Fra tverrsnitt-plottet ser vi at lyden er kraftigere i det øverste laget, med et maksimum ved ca. 200 m dyp som trolig har med lydhastighetsprofilen å gjøre. Ved 20 nmi er SEL 145-165 dB re 1 µPa^{2}s for ray tracing regnemodellen, men for normal modes regnemodellen er SEL 120-196 dB re 1 µPa^{2}s. Vesterålen er det havområdet som har størst dybdevariasjon, og dermed også de største variasjonene i lydnivå med retning, men også urovekkende stor forskjell mellom resultatene for ulike regnemodellene. Imidertid er dette ikke et område det pr dags dato foregår kommersiell seismikk, og derfor ikke et aktuelt område for rådgivning.

For Norskehavet lenger sør er kilden plassert i et område med 270 m dyp. Dypet er i samme sjanger som Nordkappbanken-området, men her er lydutbredelsen mer usymmetrisk. Det skyldes nok mange og bratte dybdevariasjoner, og kanskje at lydkilden er plassert litt ↔usymmetrisk≈ til siden over en bratt fjelltopp. Ved 20 nmi er SEL 140-174 dB re 1 µPa^{2}s som er både lavere og høyere enn for Nordkappbanken avhengig av retning.

I Nordsjøen er kilden plassert ved 70 m dyp. Ved 20 nmi er lydnivået 152-165 dB re 1 µPa^2 som er innenfor samme område som flere av de andre områdene, men likevel skilte Nordsjøen seg ut fordi skalaen som var satt til 145-190 dB for plottene resulterte i store svarte områder som var utenfor skalaen fordi lydnivået var lavere enn 145 dB. Det er nok ved større avstander enn 20 nmi at det er mest tydelig at lyden blir raskere svekket i dette området enn i de andre modellerte områdene. Det kan skyldes både bunn-parametere og dyp. Dette er det grunneste av områdene som er testet, og en vil dermed få flere/hyppigere refleksjoner mellom bunn og havoverflate som fører til raskere demping av lyden. For grunne områder får egenskapene til bunn og havoverflate større betydning for lydpropagasjonen enn for dypere områder nettopp fordi lyden blir reflektert mellom disse grenseflatene flere ganger.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
Tlf: 55 23 85 00
E-post: post@hi.no
www.hi.no