



HAVFORSKNINGSINSTITUTTETS RÅDGIVNING FOR MENNESKESKAPT STØY I HAVET

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2021

Lise Doksæter Sivle, Tonje Nesse Forland, Karen de Jong, Tina Kutti, Guosong Zhang, Henning Wehde (HI), Endre Grimsbø, UiT og Norges arktiske universitet



Tittel (norsk og engelsk):

Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet

Advice from the Institute of Marine Research on anthropogenic noise in the sea: seismic, electromagnetic surveys, underwater explosions and offshore wind

Undertittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2021

Knowledge basis, evaluation and advice for 2021

Rapportserie:

Rapport fra havforskningen

ISSN:1893-4536

År - Nr.:

2021-4

Dato:

27.01.2021

Forfatter(e):

Lise Doksæter Sivle, Tonje Nesse Forland, Karen de Jong, Tina Kutti, Guosong Zhang, Henning Wehde (HI), Endre Grimsbø, UiT og Norges arktiske universitet

Forskningsgruppeleder(e): Rolf Korneliussen (Økosystemakustikk)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e):

Henning Wehde

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

14384-02

Program:

Nordsjøen

Forskningsgruppe(r):

Økosystemakustikk

Antall sider:

84

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet gir råd for alle operasjoner til havs som involverer bruk av lyd-kilder som kan påvirke marine økosystemer. Dette inkluderer vitenskapelige undersøkelser, undersjøiske sprenginger, operasjoner knyttet til utbygging til havs, og seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet. Det er nå også inkludert råd i forbindelse med utbygging av vindkraft til havs. Denne rapporten er en sammenstilling av tilgjengelig kunnskap omkring hvordan de overnevnte typer av undersjøisk støy påvirker livet i havet. Videre evalueres denne kunnskapen i lys av hvilke konsekvenser dokumenterte effekter kan gi på økosystemet. Denne rapporten er inndelt med et kapittel for hver av de overnevnte støykildene (seismikk, elektromagnetiske undersøkelser, undersjøiske sprenginger og havvind), som igjen inndelt i delkapitler med 1) kunnskapsgrunnlag, 2) konsekvensvurdering og 3) råd. Rapporten inneholder konkrete råd fra Havforskningsinstituttet for 2021 for de ulike typene av støy.

Oppdatert 15.02.2021:

Tabell Al. 1 oppdatert ved å fjerne henvisning til kart som ikke finnes.

Oppskrift til hvordan finne frarådingskart er oppdatert da navnet i linken var feilskrevet, slik at den ikke virket

Sammendrag (engelsk):

The Institute of Marine Research (IMR) is responsible to provide advice on the impact of anthropogenic sound sources on marine life. This include scientific investigations, underwater explosions, as well as seismic and electromagnetic surveys related to petroleum activity. Relatively new are also to give advice related to offshore wind installations. This report is intended to collect available literature on how the above-mentioned sound sources impact marine life. Further, this knowledge is evaluated to show the reader the reasoning behind the advices given. This report give one chapter for each of those sound sources (seismic, underwater explosions, electromagnetic investigations and offshore wind), again separated into subchapters of 1) review of scientific knowledge, 2) evaluation of knowledge and 3) advice. This report includes the advices from IMR for the topics seismic surveys, electromagnetic surveys, underwater explosions and offshore wind valid for 2021.

Innhold

| | | |
|----------|--|----|
| 1 | Bakgrunn | 6 |
| 1.1 | Endringer fra 2020-2021 | 6 |
| 1.2 | Referanser | 6 |
| 2 | Ulike typer reguleringstiltak | 7 |
| 2.1 | Begrensninger av selve lydkilden | 7 |
| 2.2 | Verning av områder og perioder | 7 |
| 2.3 | Ramp-up / Soft start | 7 |
| 2.4 | Skadebegrensende (avbøtende) utstyr | 7 |
| 2.5 | Skadebegrensende (avbøtende) prosedyrer | 7 |
| 2.6 | Begrensninger av eksponerte individer | 8 |
| 2.7 | Bruk av avbøtende tiltak i Norge | 8 |
| 2.8 | Referanser | 8 |
| 3 | Seismikk | 10 |
| 3.1 | Hva er seismikk? | 10 |
| 3.1.1 | <i>Borestedsundersøkelser</i> | 10 |
| 3.1.2 | <i>2D-seismikk</i> | 10 |
| 3.1.3 | <i>3D-seismikk</i> | 10 |
| 3.1.4 | <i>4D-seismikk</i> | 10 |
| 3.1.5 | <i>Permanent reservoarovervåkning</i> | 11 |
| 3.1.6 | <i>Nye skytemønster og metoder</i> | 11 |
| 3.2 | Kunnskapsgrunnlag om effekter av seismikk på marine organismer | 11 |
| 3.2.1 | <i>Direkte skade og dødelighet</i> | 11 |
| 3.2.2 | <i>Adferdsrespons</i> | 13 |
| 3.2.3 | <i>Kunnskapsgrunnlag om seismikk i nordområdene</i> | 15 |
| 3.3 | Kunnskapsgrunnlag om lydutbredelse og effektsoner | 18 |
| 3.4 | Konsekvensvurderinger av effekter av seismikk på marine organismer | 20 |
| 3.4.1 | <i>Fisk</i> | 20 |
| 3.4.2 | <i>Sjøpattedyr</i> | 27 |
| 3.4.3 | <i>Konsekvensvurdering for nordområdene/Barentshavet</i> | 28 |
| 3.5 | Råd for seismikkundersøkelser i norske farvann | 28 |
| 3.6 | Referanser | 29 |
| 4 | Elektromagnetiske undersøkelser | 38 |
| 4.1 | Hva er elektromagnetiske undersøkelser? | 38 |
| 4.2 | Kunnskapsgrunnlag om effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv | 38 |
| 4.2.1 | <i>Magnetfelt</i> | 39 |
| 4.2.2 | <i>Elektriske felt</i> | 40 |
| 4.3 | Konsekvensvurdering av effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv | 42 |
| 4.4 | Råd | 43 |
| 4.5 | Referanser | 43 |
| 5 | Bruk av eksplosiver i sjø | 47 |
| 5.1 | Bakgrunn | 47 |
| 5.2 | Kunnskapsgrunnlag om effekter av eksplosiver på marint liv | 47 |
| 5.3 | Konsekvensvurdering av effekter ved bruk av eksplosiver i sjø og tiltak for å redusere disse | 49 |
| 5.4 | Råd | 51 |
| 5.5 | Referanser | 52 |
| 6 | Effekter av støy fra havvindanlegg på marint liv | 57 |
| 6.1 | Bakgrunn | 57 |
| 6.2 | Kunnskapsgrunnlag om effekter støy fra havvindanlegg på marine organismer | 57 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 6.2.1 | <i>Konstruksjonsstøy</i> | 57 |
| 6.2.2 | <i>Produksjonsstøy</i> | 58 |
| 6.3 | Konsekvensvurdering | 58 |
| 6.4 | Råd for støy ifm havvindanlegg | 59 |
| 6.5 | Referanser | 59 |
| 7 | Vedlegg I: Frarådingskart brukt i rådgivning for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser | 61 |
| 7.1 | Grunnlag for fraråding for fisk | 61 |
| 7.2 | Grunnlag for fraråding for hval | 61 |
| 7.3 | Frarådingskart for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser | 62 |
| 7.4 | Referanser | 73 |
| 8 | Vedlegg II: Test av dBSea | 74 |
| 9 | Vedlegg III: Korallrev og vernede områder - hvorfor det er viktig å beskytte revet mot utstyr som blir plassert på bunnen? | 81 |
| 9.1 | Referanser | 83 |

1 - Bakgrunn

Havforskningsinstituttet (HI) er rådgivende organ for Oljedirektoratet for alle operasjoner til havs som involverer bruk av lydilder som kan påvirke fisk. Herunder vitenskapelige undersøkelser, detonasjoner, operasjoner knyttet til utbygging til havs, og seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet og utbygging av vindkraft til havs. HI er bedt om å dokumentere og sammenstille kunnskap om påvirkning, og basert på dette gi råd om slik påvirkning er bærekraftig eller kan gi semi-permanente konsekvenser for 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 undersøkelser i forbindelse med olje- og gassvirksomhet, og da hovedsakelig ved bruk av seismikk og i noe mindre grad ved bruk av elektromagnetiske undersøkelser. I forbindelse med sprengningsarbeid til sjøs blir HI også spurt om å levere råd om hvordan dette kan påvirke marine økosystem. I forbindelse med konsesjonsrunder for utbygging av vindkraftanlegg til havs er også HI rådgivende organ. Denne rapporten gjennomgår kunnskapsgrunnlag omkring effekter av disse ulike støykildene på marint liv, samt en evaluering av alvorlighetsgrad og mulige konsekvenser som brukes som basis for de råd som gis.

1.1 - Endringer fra 2020-2021

Rapporten blir oppdatert hvert år for å sikre at rådene våre tar hensyn til ny kunnskap. Her er en kort oppsummering om endringene i råd fra 2020 til 2021.

Det er gjort et stort arbeid sammen med fiskeridirektoratet på å kartlegge gyteområder for kysttorsk, som nå er ferdigstilt for hele norskekysten. Gyteområder som potensielt kan påvirkes av seismikk er nå inkludert i frarådingskartene for seismikk. Se mer utfyllende beskrivelse i vedlegg 1. Bortsett fra dette, er frarådingskartene uendret fra 2020.

Nytt for 2021 er også et kapittel (kap 6) om påvirkning av støy fra vindkraftanlegg til havs, samt de samlede råd fra Havforskningsinstituttet til utbygning av slike. Dette er basert på en egen rapport om konsekvenser av vindkraftanlegg til havs på marint liv (de Jong et al. 2020). Kap 6 er et sammendrag av den delen av rapporten som omhandler effekter av støy. Dette som følge av behov for kunnskapsgrunnlag og råd i forbindelse med konsesjonsrunde for utbygning av vindkraft på Utsira og sørlige Nordsjøen.

1.2 - Referanser

de Jong, K., Steen, H., Forland, N. F., Wehde, H., Nyqvist, D., Palm, A.C.U., Nilssen, K.T., Albretsen, J., Falkenhaus, T., Biuw, M., Buhl- Mortensen, L. Sivle, L.D. (2020) Potensielle effekter av havvindanlegg på havmiljøet. Rapport fra Havforskningen 2020-42. ISSN:1893-4536. 42 pp.

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.

2.2 - Varning 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, Dunlop et al. 2020). Undersøkelsene viste en positiv, men noe begrenset effekt i den forstand at dyrene fikk en noe mindre total lyddose (SEL). Imidlertid ble det påpekt at ramp-up fungerer best for de artene som er mest følsomme for lyd fordi de oftere svømmer unna for å unngå eksponeringen. Modellstudier har vist at den risikoreduserende effekten av ramp-up burde avhenge av faktorer som dyrets responsterskel samt lydkildens og dyrets hastighet (von Benda-Beckmann et al. 2014).

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 tilsa 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 (Verfuß 2014 , Grimsbø & Kvasdheim 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 lydenergien fra aktiviteten. Det er også undersøkt om boblegardiner kan brukes for luftkanoner for å dempe de høyere frekvensene, over 200 Hz, som ikke er nyttige for seismikkundersøkelsen (Wehner & Landrø, 2020).

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. Dette er hovedsakelig brukt for sjøpattedyr, hvor man har observatører om bord som teller antall sjøpattedyr innenfor en radius hvor dette lydnivået antas å være oversteget.

2.7 - Bruk av avbøtende tiltak i Norge

I Norge har det mest brukte tiltaket vært verving 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 lovpålagt å bruke ramp-up-prosedyrer ved oppstart av seismikkundersøkelser i enkelte områder. Norge er det eneste landet som etter vår kjennskap har regulering av seismikk knyttet til fisk og fiskerier.

Frem til 2018 hadde ikke Norge noen form for regulering for sjøpattedyr. Men fra 2018 ble det lovpålagt å bruke ramp-up for å beskytte sjøpattedyr mot hørselsskade. Fra 2019 inkluderte Havforskningsinstituttet sjøpattedyr også i sine råd ved å fraråde seismikk i viktige beiteområder for bardehval.

2.8 - Referanser

Dunlop, R. A., McCauley, R. D., & Noad, M. J. (2020). Ships and air guns reduce social interactions in humpback whales at greater ranges than other behavioral impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 154. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111072

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., & Cato, D. H. (2016). Response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to ramp-up of a small experimental air gun array. *Marine Pollution Bulletin*, 103(1-2), 72-83. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.12.044

EPBC. (2008). Interaction between offshore seismic exploration and whales. Act Policy Statement 2.1

Grimsbø, E., Kvadsheim, P. H. (2018). Sprengingsarbeider i sjø -effekter på marint liv og mulige tiltak. Paper presented at the Fjellsprengningsdagen 2018.

Kavanagh, A. S., Nykanen, M., Hunt, W., Richardson, N., & Jessopp, M. J. (2019). Seismic surveys reduce cetacean sightings across a large marine ecosystem. *Scientific Reports*, 9. doi:10.1038/s41598-019-55500-4

Neo, Y. Y., Hubert, J., Bolle, L., Winter, H. V., ten Cate, C., & Slabbekoorn, H. (2016). Sound exposure changes European seabass behaviour in a large outdoor floating pen: Effects of temporal structure and a ramp-up procedure. *Environmental Pollution*, 214, 26-34. doi:10.1016/j.envpol.2016.03.075

Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J. D., van Beest, F. M., Delefosse, M., & Tougaard, J. (2020). Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) Reaction to a 3D Seismic Airgun Survey in the North Sea. 6(824). doi:10.3389/fmars.2019.00824

Verfuß (2014). Noise mitigation systems and low-noise installation technologies. In: Federal Maritime and Hydrographic Agency, In F. M. f. t. E. Nature Conservation and Nuclear Safety (Ed.), *Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus*. Wiesbaden: Springer Spektrum.

Thode, A. M., Blackwell, S. B., Conrad, A. S., Kim, K. H., Marques, T., Thomas, L., . . . Broker, K. (2020). Roaring and repetition: How bowhead whales adjust their call density and source level (Lombard effect) in the presence of natural and seismic airgun survey noisea). *Journal of the Acoustical Society of America*, 147(3), 2061-2080. doi:10.1121/10.0000935

Thode, A. M., Blackwell, S. B., Conrad, A. S., Kim, K. H., Marques, T., Thomas, L., . . . Broker, K. (2020). Roaring and repetition: How bowhead whales adjust their call density and source level (Lombard effect) in the presence of natural and seismic airgun survey noisea). *Journal of the Acoustical Society of America*, 147(3), 2061-2080. doi:10.1121/10.0000935

Von Benda-Beckmann, A. M., Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Miller, P. J. O., Tyack, P. L., & Ainslie, M. A. (2014). Modeling Effectiveness of Gradual Increases in Source Level to Mitigate Effects of Sonar on Marine Mammals. *Conservation Biology*, 28(1), 119-128. doi:10.1111/cobi.12162

Wehner, D., & Landrø, M. (2020). The impact of bubble curtains on seismic air-gun signatures and its high-frequency emission. *GEOPHYSICS*, 85(2), P1-P11. doi: <https://doi.org/10.1190/geo2019-0451.1>

Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., von Benda-Beckmann, A. M., Sivle, L. D., Visser, F., . . . Miller, P. J. O. (2017). Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *Journal of Experimental Biology*, 220(22), 4150-4161. doi:10.1242/jeb.161232

3 - Seismikk

3.1 - Hva er seismikk?

Seismiske undersøkelser kan også kalles marine geofysiske undersøkelser og er den viktigste metoden for kartlegging og forståelse av geologien i havbunnen. Data om geologi og sediment-egenskapene nedover i havbunnen 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 lyd signaler med frekvensinnhold rundt 10-100 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. 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 seismiske undersøkelser. Grundigere beskrivelser finnes i Gisiner (2016) og (Birin & Maglić 2020)

3.1.1 - Borestedsundersøkelser

En borestedsundersøkelse (BSU) er en mindre seismisk 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 1-4 lyttekabler med lengde på 100 til 1200 m. Det blir ofte brukt en liten (10 kubikktommer) kilde og en større som består av fire 40 kubikktommer (=160 kubikktommer) kilde som skyter annenhver gang omtrent hvert 5. sekund. Størrelsen på luftkanonen har betydning for frekvensinnholdet i signalet og dermed for oppløsningen til de seismiske dataene. Hovedformålet med undersøkelsen 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

Forskjellen på 2D, 3D, 4D og PRM -seismikk er lyttemetoden. Samme lyd kilde, vanligvis flere luftkanon arrays med til sammen flere tusen kubikktommer volum, kan brukes ved disse metodene. 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 ofte 2D-seismikk, men da med mindre volum på luftkanonoppsettet. Ellers blir 2D-innsamlinger brukt i letefasen og de dekker store områder. Kurslinjene kan være 100 – 1000 km lange.

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 20 stk. med lengde 2 – 10 km, og avstand 50 – 150 m mellom hver kabel) etter fartøyet. 3D-seismikk blir brukt både i letefasen og i produksjonsfasen.

3.1.4 - 4D-seismikk

4D-seismikk er 3D-seismikk som gjentas i samme område med et visst tidsintervall, for eksempel en gang i året. 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. 4D blir brukt i produksjonsfasen.

3.1.5 - Permanent reservoarovervåkning

Det er i løpet av de siste årene utviklet en ny type teknologi for 4D-seismikk der kabler eller noder med lyttesensorer er midlertidig plassert på, eller permanent gravd 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». Det er økende bruk av slike metoder.

3.1.6 - Nye skytemønster og metoder

For ordinære seismiske undersøkelser er det mest vanlig å bruke to arrayer som blir avfyrt annenhver gang med avfiring hvert 10. sekund. De siste årene har lytte og signalbehandlingsmetodene blitt forbedret og dette har gjort det mulig å ta imot reflekterte signal kontinuerlig, og ved lavere signal til støy forhold. Dette har ført til nye metoder for avfiring der energien blir fordelt over hyppigere skudd med lavere støynivå. Dette blir gjort ved å dele luftanon-kildene opp i mindre arrayer som blir avfyrt sekvensielt. Det kan for eksempel være tre arrayer med luftkanoner som blir avfyrt med henholdsvis 5.4 s, 5.4 s og 8.1 s mellom skuddene (Langhammer & Bennion, 2015). Eller seks eller flere luftkanonklynger som blir avfyrt hvert 1.8 sekund (Dhelie et al. 2018). Det totale antallet luftanoner er det samme som før, men det nye er at de blir gruppert i mindre grupper og avfyrt en gruppe av gangen med raskere skuddrate enn før. Den totale frigitte lydenergien over tid blir den samme som før. Det har også blitt mer vanlig å ha en egen båt som drar luftkanonene for å plassere de midt over lyttekablene som blir dradd av en annen båt, som for eksempel metoden kalt «TopSeis» (Vinje et al. 2017). Enda mer kontinuerlige metoder er under utvikling. En metode kalt e-seismikk eller popkorn-seismikk går ut på å avfyre luftkanonene enkeltvis med svært kort tid mellom hver avfiring (Hegna et al. 2018, Klüver et al. 2018, Abma & Ross, 2015) som resulterer i et tilnærmet kontinuerlig lydsignal med mye lavere spisstrykk enn for vanlig seismikk, men utsendt energi over tid er omtrent den samme som ved konvensjonell seismikk.

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 oppfatter 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 (Popper & Hawkins, 2019). Sjøpattedyr har hørselsorganer som oppfatter 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 svekket dersom lyden er kraftig nok. For sjøpattedyr er det også påvist kronisk hørselsskade, men det er uvisst om dette også er tilfelle for fisk. 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 trykket 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. (2012a, b) 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). 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 viderefører den til øresteine (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; Halvorsen et al. 2013). Det samme mønsteret er blitt vist også ved eksponering for seismikk (Popper et al. 2004, 2005).

70 artikler om påvirkning av seismikk på fisk og evertebrater som ble gjennomgått i Carroll et al. (2017) viste ingen resultat om dødelighet hos fisk som følge av seismikk. Nær luftkanonene kan det oppstå akustisk kavitasjon (Khodabandelo & Landrø 2018) som kan føre til alvorlig skade eller død hos fisk (Cada et al. 2006). Kavitasjon skjer bare nær luftkanonene, så det vil uansett ikke ramme mange fisk.

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. 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 $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 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 $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL ved avstand ca. 760 m fra kilden ved 758 m dyp og 63 m avstand i horisontal retning (Tashmukhambetov et al. 2007).

Disse studiene viser at det er mulig at fiske kan få hørselsskade fra kraftig lyd, men nivået som skal til, vil kreve at fisken befinner seg i umiddelbar nærhet til en luftkanon for å oppnå dette. I tillegg er alle de nevnte forsøkene 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 lydilden 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, 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 og larver fra ulike arter (oppsummert 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 ingen dødelighet hos zooplankton 5 m fra en seismisk kilde (Fields et al., 2019). Et pågående prosjekt på Havforskningsinstituttet (ZoopSeis) har som målsetning å undersøke hvilke mekanismer og lydnivåer som forårsaker økt dødelighet hos ulike arter av zooplankton.

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 enkeltpulser egenskaper spille en stor rolle. Kortvarige lydimpulser med rask stigetid og høy amplitude – egenskaper som er typiske for seismikk – har spesielt stor skadevirkning på øret hos pattedyr. Et nyere studie på

seismikkindusert hørselstap hos nise indikerer imidlertid at det er mulig at noen arter kan begrense skade på egen hørsel (self mitigation) dersom lyden er forutsigbar (Kastelein et al. 2020).

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 - Adferdsrespons

Adferdsrespons 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. 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. 2019; Popper et al. 2014; NOAA 2015), men tilsvarende terskelverdier for adferdsendringer er det svært lite kunnskap om. Slike terskelverdier for adferdsendringer vil sannsynligvis også være langt større variasjon mellom arter enn for hørselsskader. 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 adferdsrespons 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 (Slabbekoom et al. 2010).

Fisk

Menneskeskapt lyd generelt kan påvirke bevegelse (Engås et al. 1996), beiting; (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. 2018a). 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. 2018a, b). 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 undersøkes i et pågående prosjekt på HI (SpawnSeis). Resultater er forventet å komme i løpet av 2021.

Bunnfisk, som ulike arter av torskefisk og uer, kan reagere på seismikk med både horisontal og vertikal forflytning (Pearson et al. 1992; Skalski et al. 1992; Engås et al. 1996), og i tillegg kan beitemotivasjonen reduseres (Skalski et al. 1992; Løkkeborg et al. 2012). Seismikk ser ikke ut til å utløse umiddelbar fryktrespons hos torsk og hyse (Davidsen et al. 2019; Hubert et al. 2020), men kan føre til mer subtile endringer som endring i hjertefrekvens (Davidsen et al. 2019) og endret tidsbruk til aktivitet forbundet med matsøk (Hubert et al. 2020). Imidlertid tyder resultater på habituering over tid (Davidsen et al. 2019). Imidlertid er det ikke alltid noen observerbar reaksjon hos fisken, f.eks. Wardle et al. (2001) viste 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 levested, 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 5 km fra lydilden, 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), 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. 2015). 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 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}^{-1}$. 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 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}^{-1}$). En nyere undersøkelse i Nordsjøen viste nedgang i akustisk deteksjon av niser på en rekkevidde av 8-12 km fra en fullskala seismisk undersøkelse, noe som indikerer enten at nisene forflytter seg unna, eller at de stopper å ekkolokalisere (Sarnocinska et al. 2020). Begge deler innebærer imidlertid en adferdsreaksjon, enten i form av unnvikelse, eller avsluttet beiteaktivitet/sosial adferd. Niser er imidlertid mest sensitive til høyere frekvenser, så seismikk-kilder med reduksjon av høye frekvenser eller bruk av boblegardiner er effektivt for å redusere adferdsresponser (Kastelein et al. 2019)

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 Orio & 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 $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$) (Blackwell et al. 2015), mens de reduserer vokaliseringen dersom støyen øker (> 127 dB SEL re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$), og blir helt stille ved nivåer over 160 dB SEL re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Blackwell et al. 2015). En nyere studie viser også at grønlandshvalen kompenserer ved å øke styrken (Lombard effekt) på vokaliseringen sin med 10 – 15 dB når eksponert for svak (lengre borte) seismikkstøy, mens når støyen øker, har den ikke kapasitet til å øke sin styrke lengre (Thode et al. 2020). 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 seismikkeksponering (Clark & Gagnon 2006). Grunnen kan være at det for dyr som kommuniserer på nært hold, kan være viktig å opprettholde kontinuerlig kontakt, mens det under langdistansesignalering 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, 2016), hverken i form av unnvikelse, svømmehastighet eller gruppestruktur i et vandringsområde. I en studie hvor de sammenlignet adferd under skyting med adferd under en kontroll hvor skipet var i nærheten uten å skyte seismikk, reagerte knølhval med 50 % sannsynlighet først ved lydnivåer på 150 – 155 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ og når de befant seg innenfor 2.5 km fra kilden (Dunlop et al. 2018). Under vandring mot parringsområdet, påviste Dunlop et al. (2020) at sannsynligheten for interaksjoner mellom ulike grupper, som er viktig adferd som leder opp til parring, ble sterk redusert som følge av tilstedeværelse av seismiske fartøy. Dette var imidlertid tilfelle også når luftkanonen var avslått, noe som indikerer at selve fartøyet oppleves som en forstyrrelse. Den største reduksjonen i gruppeinteraksjoner ble funnet til en aktiv luftkanonarray på 140 in^3 , mens en større luftkanonarray (3130 in^3) ikke induserte like stor reduksjon. I motsetning til knølhval, har grønlandshval vist relativt kraftig unnvikelse fra seismiske kilder som er nærmere enn 8 – 10 km (Richardson et al. 1986; Robertson et al. 2013). I tillegg viser de endret dykkeadferd og respirasjonsrate ved nivåer på ca. 8 km fra seismikk-kilden (Richardson et al. 1986; Robertson et al. 2016). Finnhval, en vanlig art i våre farvann, er også påvist å unngå 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. Et nyere studie i Atlanterhavet viser at andel visuelle observasjoner av sjøpattedyr på aktive seismikkfartøy sammenliknet med kontrollfartøy var henholdsvis 88% og 53% færre under seismikk for henholdsvis bardehval og tannhval (Kavanagh et al. 2019), noe som kan indikere at sjøpattedyrene svømmer bort fra seismikkfartøyene.

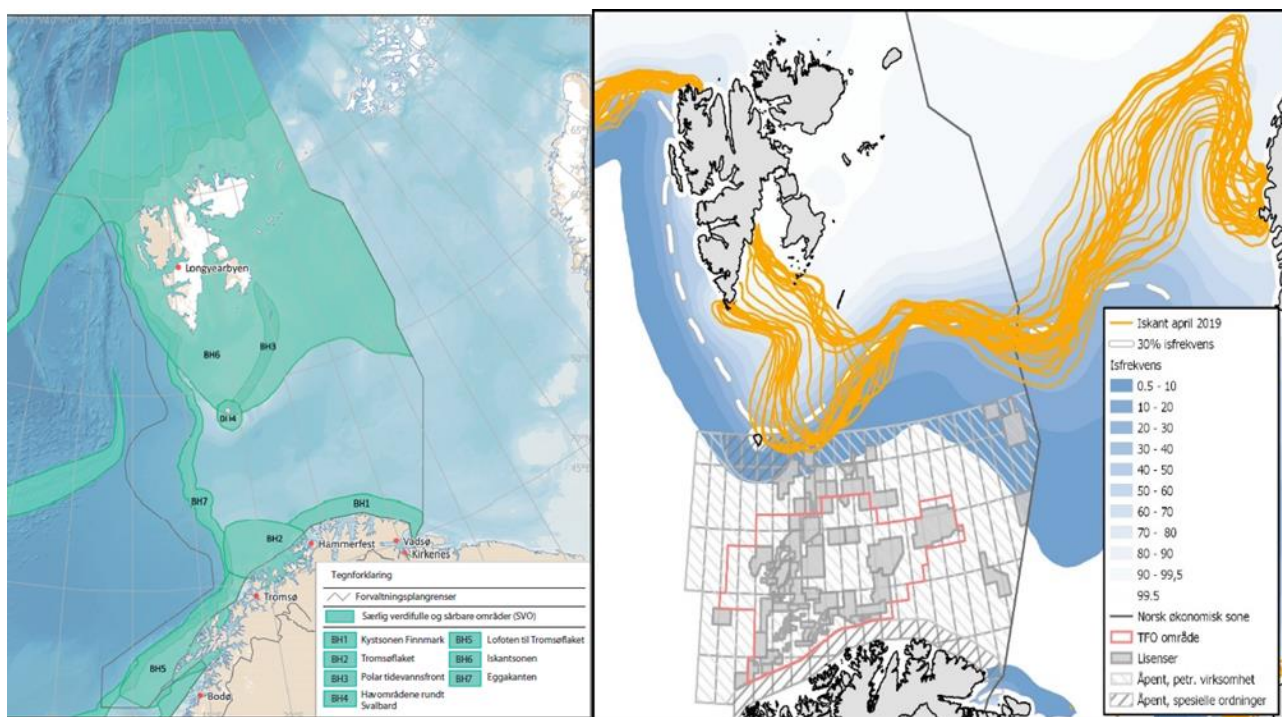
Det er som nevnt ikke gjort studier av adferdsendringer som følge av seismikk på sjøpattedyr i Norge, men det har vært gjort relativt omfattende undersøkelser på en annen kraftig, pulset lydkilde, nemlig militære sonarer. Disse studiene har dokumentert effekter som unnvikelse av kilden, avbrutt beiteadferd og endret vokalisering (for eksempel Miller et al. 2012; Sivle et al. 2015; Harris et al. 2016). Slike sonarer opererer med høyere frekvenser enn luftkanoner (vanligvis 1 – 7 kHz), men begge typer signaler er godt hørbare for alle sjøpattedyr. Disse undersøkelsene viser også at det er stor variasjon mellom ulike arter av sjøpattedyr i hvor sterkt de reagerer, som ikke kan forklares ut i fra hørselsterskel eller taxonomi (se Kvasdheim et al. 2020 for utdypende forklaring). Nyere studier tyder imidlertid på at responsterskel mer sannsynlig kan forklares ved «risk disturbance» hypotesen; at lyden oppfattes som en trussel som trigger anti-predator adferd, og at arter og populasjoner med høyt predasjonspress derfor er forventet å reagere sterkest (Miller et al. 2019).

Dunlop et al. (2020) fant at tilstedeværelsen av et seismikkskip hadde tilnærmet lik effekt på sosial adferd hos knølhval uavhengig av som luftkanonen var aktiv eller ikke. De fant et signifikant forhold mellom nærheten til fartøy og sannsynligheten for gruppeinteraksjon. Dette kan skyldes at når fartøyet er i en gitt nærhet vil kommunikasjonen som brukes mellom hvalene maskeres av fartøystøyen, og dermed forhindre interaksjon.

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. Alle 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 nivå 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 & Simmonds 2010; Comiso og Hall 2014; Lind et al. 2016). Redusert sjøisdekning forventes til å føre til økt skipstrafikk i området (Meld. St. 20 (2014–2015)). Dette kan medføre en økning i spesielt kontinuerlig støy, som kan påvirke fiskens reproduksjon og predatorunnvikelse (Simpson 2016, de Jong et al. 2018a, Blom et al. 2019, de Jong et al. 2020), men det har også blitt åpnet flere områder for seismikk i de siste årene

I Klima- og miljødepartementets forvaltningsplan (Meld. St. 20 (2019-2020)) er flere områder i Barentshavet definert som særlig verdifulle og sårbare (SVO) (Figur 2). Barentshavet er oppvekstområde for mange fiskeslag, som sild, torsk og lodde, på grunn av den høye produksjonen her. I tillegg til å være blant Norges viktigste fiskeriressurser er disse også en del av næringskjeden som fører verdens høyeste tettheter av sjøfugl. De nordlige delene av Barentshavet er i tillegg et viktig beiteområde for flere arter av sjøpattedyr. Av overnevnte grunner 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 (2019-2020)), mens området mellom disse per i dag er åpnet for kommersiell seismikk. Til forskjell for foregående år er nå iskanten endret til en iskantsone. I stortingsmeldingen er avgrensningen av iskanten som et særlig verdifullt og sårbart område satt der det i perioden 1988–2017 har forekommet havis 15 % av dagene i april måned, som er måneden med størst isutbredelse. Forekomst av havvis er definert som en isutbredelse som dekker mer enn 15% av havoverflaten. Den nye vurderingen har gjort at grensen til SVO iskantsone har kommet litt lenger sør enn i den gamle vurderingen (Figur 1). Havforskningsinstituttet (HI) anbefaler 0,5 % isfrekvens som avgrensning, slik at grensen for iskantsonen går der den faktisk forekommer når den er på sitt aller sørligste. SVO langs eggakanten har blitt utvidet nordover for å dekke fortsettelsen av Eggakanten ved Svalbard (Figur 1).



Figur 1. Venstre: Oversikt over særlig verdifulle og sårbare områder i Barentshavet fra oppdatering 2019-2020.

Kilde: Norsk Polarinstitutt, reproduisert fra forvaltningsplan Barentshavet og Lofoten. Høyre: Faktisk ligging av iskanten (15 % iskonsentrasjon) i april 2019 (En oransje linje for hver dag; kilde: NSIDC). Blå og hvite linjene viser isfrekvens for April (1988-2017; kilde: Norsk Polarinstitutt), grå og røde linjene og feltene viser petroleumsområder og lisenser (kilde: Norsk Petroleum). Figur fra HI-høringssvar.

Barentshavet er også tilholdssted for mange arter av spesiell interesse for norsk og europeisk arts mangfold. Dette gjelder blåkveite, vanlig uer, pigghå, grønlandshval, 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 og piggishavsreke (Henriksen & Hilmo, 2015). Håkjerring er kategorisert som nær truet på den globale rødlisten, men er ikke inkludert i den norske rødlisten på grunn av at 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 1 μ Pa) (Finley et al. 1990). Ved tre anledninger har et stort antall narhval blitt fanget i isen grunnet sen utvandring fra sommerarbeidsområde, sammenfallende i tid med seismikkundersøkelser og på en måte som er svært uvanlig. Heide-Jørgensen et al. (2013) knytter dette opp mot at narhvalen avventer 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 3.2.2 er grønlandshval påvist å unngå seismikk, selv ved lave nivåer eller store avstander, samt endre dykk- og respirasjonsrate (Richardson et al. 1986; Robertson et al. 2013; Robertson et

al. 2016). Grønlandshvalen er også en vokaliserende art, særlig i forbindelse med parringen i mars–april, hvor kommunikasjon er helt avgjørende for å lokalisere partnere og gjennomføre en suksessfull parring (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 på 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, Øien, 2009). 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 parrings-/kalvingsområder langs ekvator. De senere år har også et stort antall knølhval blitt observert i fjorder langs kysten av Troms og Nordland vinterstid, hvor de antagelig beiter på de store konsentrasjonene av overvintrende sild før de starter migrasjonen sørover.

Det er uvisst hvordan seismikk påvirker beiteaktiviteten hos disse dyrene, men som beskrevet i avsnitt 3.2.2 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 2018). Det er lite konkret kunnskap om viktige oppholdsområder.

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.

En art som synes til å være spesielt sensitive til endring i forekomst av sjøis er polartorsk (Husebraten et al. 2019). Polartorsk bruker lyd underunder gyting, og endrer bevegelsemønster som følge av lyd, noe som kan tyde på at lydforstyrrelse kan påvirke gytesuksess (Reira et al. 2018, Ivanova et al. 2020). Gyteområder har nylig blitt kartlagt, og vil vurderes inkludert i frarådingskartene fra 2022.

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 luftkanonarrayen. 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. Utifra 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 seismikkundersøkelse. Det ble også gjort målinger av lyden. I dette forsøket var reaksjonene hos fisken mer variable. Fisk ble værende på fiskebankene, bortsett fra sei, 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 adferdsrespons, 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, men for å komme i mål trenger vi mer kunnskap om hvilken egenskap ved lyden fisken reagerer på

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, vann dyp, 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. Det ble holdt en workshop om dette i 2016 (Ainslie et al. 2016) som ble fulgt opp av en serie artikler i 2019 (Ainslie et al. 2019) der en sammenlignet flere modelltyper og konkluderte med at de testede modellene hadde ganske godt samsvar (innenfor 3 dB) opp til 100 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 luftkanonarrayen 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 (Ainslie, et al. 2016). Modeller for å beregne partikkelbevegelsen har også blitt sett på, og de viser at det er dårligere samsvar mellom ulike modeller for å beregne partikkelakselerasjon enn det er for lydtrykket. Dette er som forventet siden partikkelakselerasjonen modelleres ved å først modellere lydtrykket og deretter finne romlig gradient av dette. Det er størst usikkerhet rundt skarpe maksimum og minimum (Prior et al. 2019)

Direktiviteten til kilden vil spille en rolle for lydutbredelsen. De fleste luftkanonarray gir maksimal lyd nedover og mindre lyd horisontalt (Caldwell & Dragoset 2000). Kildens utstrålingsmønster er også forskjellig på langs og på tvers av linjeretningen (Heaney & Campbell 2019, Westerdal 2017). Dette kan påvirke resultatet og gi en lengre sikkerhetszone på tvers enn på langs i forhold til retningen på luftkanonarrayen. 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 lydilden 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. 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 og varighet 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 av 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 vandringer 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 bunnsstrat 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 gytevandring, 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), norsk vårgytende sild (NVG-sild) og lodde. Gytevandringen til lodde er uforutsigbar og varierer mye fra år til år. 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. Siste delen av vandringsruten til lodde, når de nærmer seg gytefeltet, er mer konsekvent og

har blitt beskrevet basert på Fall og Bogstad, (2019). Hele innvandringsruten utgjør i praksis et mye større område enn det som er angitt i frarådingskartene som tar med den mest sannsynlige og minst variable delen av vandringen.

Konsekvenser for egg, larver og zooplankton

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 ‰ av bestanden for hver 3D-undersøkelse. De daglige dødelighetsratene i løpet av undersøkelsen er beregnet til 0,18 ‰ per døgn i verste tilfelle og 0,012 ‰ 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.

For zooplankton anser vi inntil flere resultater foreligger at resultatene fra Fields et al. (2019), som viste at dødelighet kun inntreffer nærmere enn 5 m fra luftkanonen som mest relevante for norske forhold, da dette studiet ble gjort i Norge på norske arter. Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke seismikkaktivitet i områder med høye konsentrasjoner av zooplankton.

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; Voellmy 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 gytevandring. 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 frarådingszone uavhengig av luftkanonoppsett 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 Vedlegg 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:

1. a. Nordkappbanken i Barentshavet
- b. Vesterålen i Norskehavet
- c. Norskehavet lenger sør
- d. Nordsjøen sør

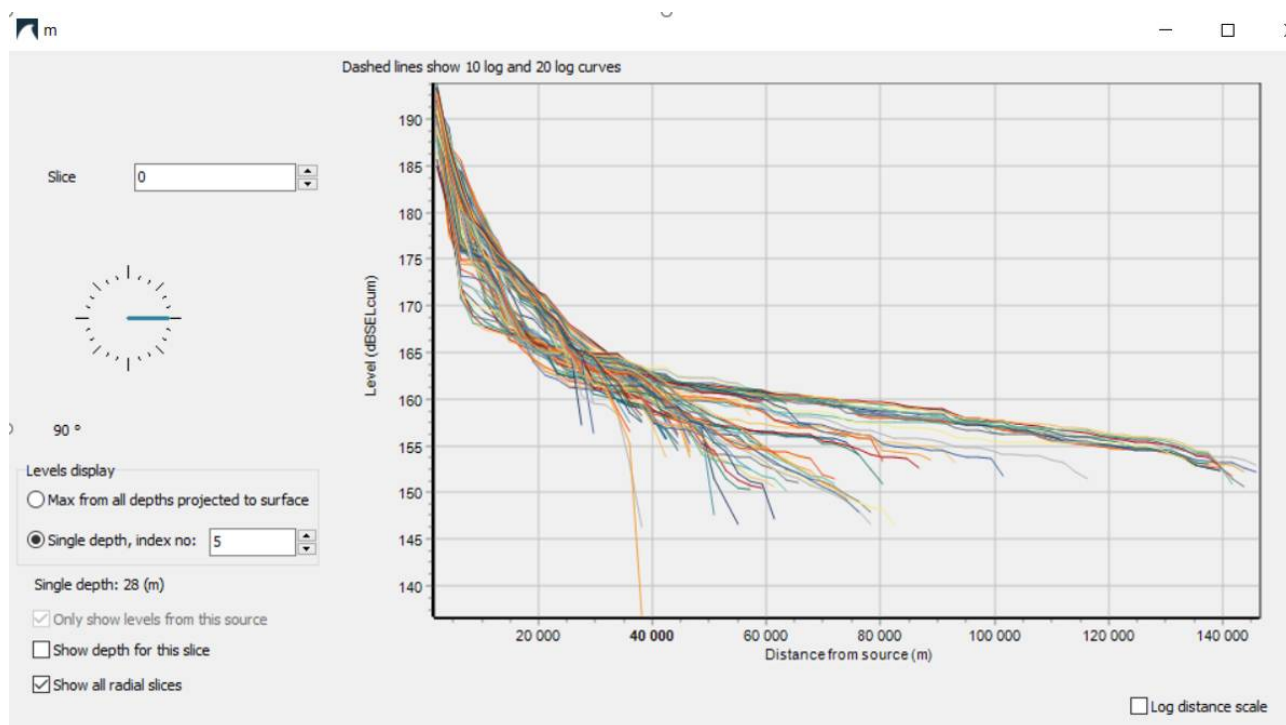
Disse representerer de tre havområdene vi gir råd for: Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. Vesterålen ligger i et område som per i dag ikke er åpent for kommersiell oljeleting, men er tatt med grunnet studien til Løkkeborg et al. (2012), med faktiske målinger av lydnivå som modellene kan testes mot. 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 kilde nivå som oppgitt i Handegard et al. (2013): SEL = 250.5 dB re 1 uPa²s. Bunnkart for de ulike havområdene ble hentet fra <http://portal.emodnet-bathymetry.eu/>.



Figur 2. Kart over modellerte områder. Kryss viser områder som er forsøkt simulert i dBSea.

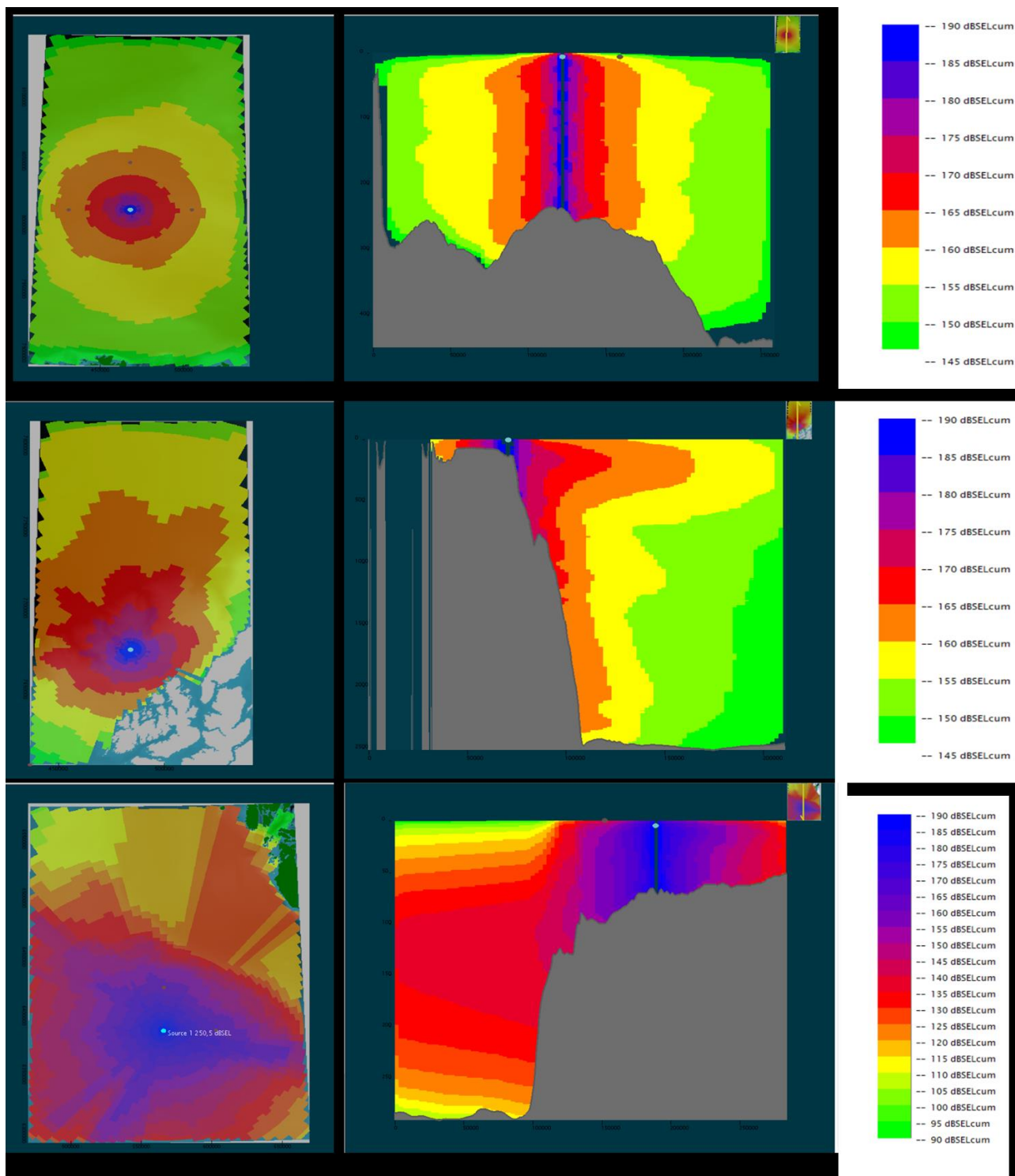
Vår interesse er hovedsakelig hvordan lydnivået endrer seg med avstand, spesielt rundt 5 og 20 nmi fra kilden. Detaljer om metoden, regnemodeller, parametere og antakelser er gitt i Vedlegg II. Et eksempel på resultat er vist i Figur 3 for lydutbredelse i Vesterålen. Der er det et radialplott med 360 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 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 3. 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 1. Lydberegninger av SEL (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) 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 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ved 1 m. Spredningen i SEL-verdiene er mål på øverste og nederste kurve fra det radiale plottet (som vist i Figur 3).

| 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 |



Figur 4. 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 kildnivå 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 parameterne

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. 4, øvre panel). Ved 20 nmi varierer SEL mellom 160 og 163 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ved 28 m dyp for modelltypen Normal modes, mens den for modelltypen Ray tracing er 167–168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

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 lydastighetsprofilen å gjøre (fig. 4, midterste panel). Ved 20 nmi er SEL 145–165 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ for Ray tracing, men for Normal modes er SEL 120–196 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. 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 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, 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 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 4.

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 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. I Nordsjøen vil samme kilde gi et litt lavere lydnivå ved 20 nmi: 152–165 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, noe som ved direkte sammenligning kunne resulterte 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 gytefeltet 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. Når det blir eksperimentert med nye skytemønster med lavere amplitude og oftere skudd vil dette trolig endre påvirkningsavstanden, men siden den totale utsendte energien fremdeles er den samme, bare fordelt over lenger tid, så kan en trolig ikke bare skalere avstand i forhold til lyd-amplitude fra Engås 1996-forsøket.

Å fordele skuddene over tid i stedet for å avfyre alle luftkanonene samtidig gir lavere lyd, men kompenseres med oftere lyd. Lavere lyd er positivt med tanke på skader som kan oppstå når marine dyr er nær en lydkilde, men det er ikke helt rett frem å vite hva som er best med tanke på maskering og adferdsreaksjoner hos dyr. Derfor bør effekter på marine dyr av disse metodene testes før de tas i bruk. Det må også diskuteres hvordan man kan kontrollere at reglene for lydgrenser blir fulgt.

Det viktigste og mest utfordrende er å få klarhet i ved hvilken egenskap(er) av lyden og for hvilke terskler/varighet ved denne egenskapen(e) fisk faktisk begynner å reagere på en signifikant måte. Og videre hvilke reaksjoner som kan resultere i negative effekter for bestanden, og hvordan dette varierer mellom ulike arter. Å sette kriterier for lyd-eksponering av fisk er et komplisert tema som fortsatt har mange kunnskapshull, men det har vært mer fokus på miljøkonsekvenser fra lydpåvirkning av fisk internasjonalt de siste årene som fører til mer forskning på dette teamet (Hawkins et al. 2020)

Inntil videre fortsetter Havforskningsinstituttet å fraråde seismikkaktivitet innenfor en sone på 20 nmi for ordinære seismiske undersøkelser og 5 nmi for borestedsundersøkelser rundt konsentrerte gyttefelt 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 kilde nivå på 220–240 dB re 1 μ Pa·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). Modellstudier har vist at ramp-up reduserer risiko, men effekten avhenger av faktorer som dyrets responsterskel, lydkildens og dyrets hastighet (von Benda-Beckmann et al. 2014). Effekten av ramp-up har også vært undersøkt eksperimentalt på knølhval for både sonar (Wensveen et al. 2017) og seismikk (Dunlop et al. 2016). Disse studiene konkluderer med at ramp-up resulterte i lavere SEL, men at risikoreduksjonen var begrenset. Imidlertid har knølhval forholdsvis høy responsterskel sammenlignet med andre arter (Sivle et al. 2015), så dette er derfor ikke helt uventet. Dersom man skilte ut den mest responsive delen av bestanden, nemlig hunndyr med kalv, hadde ramp-up god effekt (Wensveen et al. 2017). Det er dermed forventet at ramp up vil ha en betydelig risikoredukerende effekt, men at denne varierer mellom ulike arter.

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 & 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). Individuer 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 beiteadfærd hos sjøpattedyr, kan man anta at seismikk 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). Farmer et al. (2018) viser 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 reservene etter hvert bli stadig mindre, noe som resulterer i nedsatt evne til vellykket reproduksjon. Særlig er hunner som skal produsere melk, og kalver 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.

Basert på de overnevnte argumenter, bør seismikkaktivitet i størst mulig grad unngås i områder og perioder hvor det er høye tettheter av beitende bardehval og nebbhval.

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 åpnete blokker bør unngå overlapp med områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval og unngås i parringstiden 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 3.2.3. 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 Øien, Havforskningsinstituttet). 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 Vedlegg I.

En helhetlig gjennomgang av SVOer i norske havområder pågår, og kunnskapen som kommer fram i gjennomgangen vil bli brukt til å oppdatere vår råd hvis det viser seg at spesielt sensitive eller sårbare arter bruker disse områder.

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:

- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i viktige gytefelt for fisk i gyteperioden, samt konsentrerte gytevandringsruter i perioder for slik innvandring.
- Havforskningsinstituttet fraråder også seismikk i en buffersone rundt gyteområdet og gytevandringsområdet på 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 gyte-, gytevandings- og beiteområder er slått sammen til frarådingskart for 2 ukers bolker gjennom året. Frarådingskart for 2021, samt beskrivelse av kartlag og prosedyre for hvor og hvordan disse kan lastes ned finnes i Vedlegg 1.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval og råder til bruk av sjøpattedyrobserverer i omkringliggende områder.

3.6 - Referanser

Abma, R., & Ross, A. (2015). SEG Technical Program Expanded Abstracts. Paper presented at the Society of Exploration Geophysicists.

Ainslie, M. A., Halvorsen, M. B., Dekeling, P. A., M., L. R., Duncan, A. J., Frankel, A. S., . . . Zeddies, D. G. (2016). Verification of airgun sound field models for environmental impacts assessment. *Proceedings of Meetings on Acoustics.*, 27(1). doi: <https://doi.org/10.1121/2.0000339>

Ainslie, M. A., Laws, R. M., & Sertlek, H. Ö. (2016). International Airgun Modeling Workshop: Validation of Source Signature and Sound Propagation Model—Problem Description, Dublin, Ireland.

Birin, I., & Maglič, L. (2020). Analysis of Seismic Methods Used for Subsea Hydrocarbon Exploration. *Pomorski zbornik*, 58(1), 77-89. . doi:<https://doi.org/10.18048/2020.58.05>.

Bjørge A., Lydersen C. , Skern-Mauritzen M. , Wiig Ø. (2010). Sjøens pattedyr Fisken og havet, særnummer 2-2010. (ISSN 0802 0620).

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

Blom, E.L., Kvarnemo, C., Dekhla I., Schöld S. Andersson, M.H., Svensson, O., Amorim, M.C.P. (2019). Continuous but not intermittent noise has a negative impact on mating success in a marine fish with paternal care. *Scientific Reports*, 9(5494). doi:<https://doi.org/10.1038/s41598-019-41786-x>.

Cada, G., Loar, J., Garrison, L., Fisher, R., & Neitzel, D. (2006). Efforts to reduce mortality to hydroelectric turbine-passed fish: Locating and quantifying damaging shear stresses. *Environmental Management*, 37(6), 898-906. doi:10.1007/s00267-005-0061-1

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

Carroll, A. G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., & Bruce, B. (2017). A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 9-24. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.11.038

Castellote, M., Clark, C. W., & Lammers, M. O. (2012). Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation*, 147(1), 115-122. doi:10.1016/j.biocon.2011.12.021

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). 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*.

Comiso, J. C., & Hall, D. K. (2014). Climate trends in the Arctic as observed from space. . *WIREs Climate*

Change, 5, 389-409.

Dalen, J., Ona, E., Soldal, A. V., & Sætre, R. (1996). Seismiske undersøkelser til havs: en vurdering av konsekvenser for fisk og fiskerier. Retrieved from

Davidson, J. G., Dong, H. F., Linne, M., Andersson, M. H., Piper, A., Prystay, T. S., . . . Hawkins, A. D. (2019). Effects of sound exposure from a seismic airgun on heart rate, acceleration and depth use in free-swimming Atlantic cod and saithe. *Conservation Physiology*, 7. doi:10.1093/conphys/coz020

de Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Fox, C. J., & Heubel, K. U. (2018). Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution*, 237, 814-823. doi:10.1016/j.envpol.2017.11.003

de Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., & Heubel, K. U. (2018). Noise Affects Multimodal Communication During Courtship in a Marine Fish. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6. doi:10.3389/fevo.2018.00113

de Jong, K., Forland, T. N., Amorim, M. C. P., Rieucou, G., Slabbekoom, H., & Sivle, L. D. (2020). Predicting the effects of anthropogenic noise on fish reproduction. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(2), 245-268. doi:10.1007/s11160-020-09598-9

De Robertis, A., & Handegard, N. O. (2013). Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *Ices Journal of Marine Science*, 70(1), 34-45. doi:10.1093/icesjms/fss155

Dhelie, P., Danielsen, V., Lie, J., Branston, M., Campbell, R., & Ford, R. (2018). Improving Seismic Data By Using Smaller More Compact Seismic Air-Gun Sources. Extended abstract, . Paper presented at the Marine Acquisition Workshop, Session: Seismic Source Technology.

Di Iorio, L., & Clark, C. W. (2010). Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. *Biology Letters*, 6(3), 334-335. doi:10.1098/rsbl.2009.0967

Dunlop, R. A., McCauley, R. D., & Noad, M. J. (2020). Ships and air guns reduce social interactions in humpback whales at greater ranges than other behavioral impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 154. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111072

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., & Cato, D. H. (2016). Response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to ramp-up of a small experimental air gun array. *Marine Pollution Bulletin*, 103(1-2), 72-83. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.12.044

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Paton, D., & Cato, D. H. (2015). The Behavioural Response of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) to a 20 Cubic Inch Air Gun. *Aquatic Mammals*, 41(4), 412-433. doi:10.1578/am.41.4.2015.412

Engas, A., Lokkeborg, 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(10), 2238-2249. doi:10.1139/f96-177

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

Fewtrell, J. L., & McCauley, R. D. (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine Pollution Bulletin*, 64(5), 984-993. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.02.009

Fields, D. M., Handegard, N. O., Dalen, J., Eichner, C., Malde, K., Karlsen, O., . . . Browman, H. I. (2019). Airgun blasts used in marine seismic surveys have limited effects on mortality, and no sublethal effects on behaviour or gene expression, in the copepod *Calanus finmarchicus*. *Ices Journal of Marine Science*, 76(7), 2033-2044.

doi:10.1093/icesjms/fsz126

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.

Finneran, J. J. (2015). Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996 to 2015. Journal of the Acoustical Society of America, 138(3), 1702-1726.

doi:10.1121/1.4927418

Finneran, J. J., Carder, D. A., Schlundt, C. E., & Dear, R. L. (2010). Temporary threshold shift in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) exposed to intermittent tones. Journal of the Acoustical Society of America, 127(5), 3267-3272. doi:10.1121/1.3377052

Finneran, J. J., Dear, R., Carder, D. A., & Ridgway, S. H. (2003). Auditory and behavioral responses of California sea lions (*Zalophus californianus*) to single underwater impulses from an arc-gap transducer. Journal of the Acoustical Society of America, 114(3), 1667-1677. doi:10.1121/1.1598194

Finneran, J. J., & Schlundt, C. E. (2010). Frequency-dependent and longitudinal changes in noise-induced hearing loss in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) (L). Journal of the Acoustical Society of America, 128(2), 567-570. doi:10.1121/1.3458814

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

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Carlson, T. J., Woodley, C. M., & Popper, A. N. (2012). Assessment of Barotrauma Injury and Cumulative Sound Exposure Level in Salmon After Exposure to Impulsive Sound. In A. N. Popper & A. Hawkins (Eds.), Effects of Noise on Aquatic Life (Vol. 730, pp. 235-237).

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Woodley, C. M., Carlson, T. J., & Popper, A. N. (2012). Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. Plos One, 7(6).

doi:10.1371/journal.pone.0038968

Halvorsen, M. B., Zeddies, D. G., Chicoine, D., & Popper, A. N. (2013). Effects of low-frequency naval sonar exposure on three species of fish. Journal of the Acoustical Society of America, 134(2), EL205-EL210.

doi:10.1121/1.4812818

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. O., Tronstad, T. V., & Hovem, J. M. (2013). Evaluating the effect of seismic surveys on fish - the efficacy of different exposure metrics to explain disturbance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 70(9), 1271-1277. doi:10.1139/cjfas-2012-0465

Harris, C. M., Sadykova, D., DeRuiter, S. L., Tyack, P. L., Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., . . . Thomas, L. (2015). Dose response severity functions for acoustic disturbance in cetaceans using recurrent event survival analysis. Ecosphere, 6(11). doi:10.1890/es15-00242.1

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

- surveys in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science*, 17(4), 795-812. doi:10.1111/j.1748-7692.2001.tb01299.x
- Hawkins, A. D., Johnson, C., & Popper, A. N. (2020). How to set sound exposure criteria for fishes. *Journal of the Acoustical Society of America*, 147(3), 1762-1777. doi:10.1121/10.0000907
- Heaney, K. D., & Campbell, R. L. (2019). Parabolic Equation Modeling of a Seismic Airgun Array. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 44(3), 621-632. doi:10.1109/joe.2019.2912060
- Hegna S, Klüver T & Lima J (2018) Benefits of continuous source and receiver side wavefields, SEG Technical Program Expanded Abstracts 2018, pp. 41-45, Society of Exploration Geophysicists.
- Heide-Jorgensen, 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. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.005
- Hubert, J., Cambell, J. A., & Slabbekoom, H. (2020). Effects of seismic air gun playbacks on swimming patterns and behavioural states of Atlantic cod in a net pen. *Marine Pollution Bulletin*, 160(111680).
- Huserbraten, M. B. O., Eriksen, E., Gjosaeter, H., & Vikebo, F. (2019). Polar cod in jeopardy under the retreating Arctic sea ice. *Communications Biology*, 2. doi:10.1038/s42003-019-0649-2
- ICES. (2018). Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF), 19–28 June 2018, Lisbon, Portugal . ICES CM 2018/ACOM:16. 1306 pp.
- Ivanova, S. V., Kessel, S. T., Espinoza, M., McLean, M. F., O'Neill, C., Landry, J., . . . Fisk, A. T. (2020). Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. *Ecological Applications*, 30(3). doi:10.1002/eap.2050
- 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. *Journal of the Acoustical Society of America*, 106(2), 1142-1148. doi:10.1121/1.427122
- 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). *Journal of the Acoustical Society of America*, 134(1), 13-16. doi:10.1121/1.4808078
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L., & de Jong, C. A. F. (2012). The hearing threshold of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for impulsive sounds (L). *Journal of the Acoustical Society of America*, 132(2), 607-610. doi:10.1121/1.4733552
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L., Macleod, A., & Terhune, J. M. (2012). Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (*Phoca vitulina*) after octave-band noise exposure at 4 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132(4), 2745-2761. doi:10.1121/1.4747013
- Kastelein, R. A., Helder-Hoek, L., Cornelisse, S. A., von Benda-Beckmann, A. M., Lam, F. P. A., de Jong, C. A. F., & Ketten, D. R. (2020). Lack of reproducibility of temporary hearing threshold shifts in a harbor porpoise after exposure to repeated airgun sounds. *Journal of the Acoustical Society of America*, 148(2), 556-565. doi:10.1121/10.0001668
- Kastelein, R. A., von Benda-Beckmann, S. M., Lam, F. P. A., Jansen, E., & de Jong, C. A. F. (2019). Effect of a Bubble Screen on the Behavioral Responses of Captive Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) Exposed to Airgun Sounds. *Aquatic Mammals*, 45(6), 706-716. doi:10.1578/am.45.6.2019.706
- Kavanagh, A. S., Nykanen, M., Hunt, W., Richardson, N., & Jessopp, M. J. (2019). Seismic surveys reduce

cetacean sightings across a large marine ecosystem. *Scientific Reports*, 9. doi:10.1038/s41598-019-55500-4

Khodabandloo, B., & Landro, M. (2018). Acoustically induced cavity cloud generated by air-gun arrays- Comparing video recordings and acoustic data to modeling. *Journal of the Acoustical Society of America*, 143(6), 3383-3393. doi:10.1121/1.5040490

Klüver T, Hegna S & Lima J (2018) Processing of data with continuous source and receiver side wavefields: Real data examples. SEG Technical Program Expanded Abstracts 2018, pp. 4045-4049, Society of Exploration Geophysicists.

Kvadsheim, P. H., Forland, T. N., de Jong, K., Nyqvist, D., Grimsbø, E., & Sivle, L. D. (2020). Effekter av støyforurensning på havmiljø – kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. FFI-RAPPORT 20/01015. DOI: 978-82-464-3262-5

Langhammer, J., & Bennion, P. (2015). Triple-source simultaneous shooting (TS3), a future for higher density seismic? . Paper presented at the 77th EAGE Conference & Exhibition. Madrid, Spain 1-4. June 2015.

Lind, S., Ingvaldsen, R. B., & Furevik, T. (2016). Arctic layer salinity controls heat loss from deep Atlantic layer in seasonally ice-covered areas of the Barents Sea. *Geophysical Research Letters*, 43(10), 5233-5242. doi:10.1002/2016gl068421

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(8), 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. .

McCauley, R. D., Day, R. D., Swadling, K. M., Fitzgibbon, Q. P., Watson, R. A., & Semmens, J. M. (2017). Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecology & Evolution*, 1(7). doi:10.1038/s41559-017-0195

McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *Journal of the Acoustical Society of America*, 113(1), 638-642. doi:10.1121/1.1527962

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/>

Meld.St. 20 (2019-2020) Melding til Stortinget. Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.

Miller, I., & Cripps, E. (2013). Three dimensional marine seismic survey has no measurable effect on species richness or abundance of a coral reef associated fish community. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 63-70. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.031

Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Wensveen, P. J., Antunes, R., Alves, A. C., . . . 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(4), 362-401. doi:10.1578/am.38.4.2012.362

- 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 Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 56(7), 1168-1181. doi:10.1016/j.dsr.2009.02.008
- Miller, P. J. O., Kvasdheim, P. H., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., Cure, C., DeRuiter, S. L., . . . Hooker, S. K. (2015). First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. *Royal Society Open Science*, 2(6). doi:10.1098/rsos.140484
- Miller, P.J.O., Siegal, E., Isojuuno, S., Lam F.P.A, Kvasdheim, P. H., & Curé, C. (2019). The underwater soundscape of fear: responses of cetaceans to naval sonar and playback of predatory killer whale sounds. Paper presented at the World Marine Mammals Conference (<https://www.wmmconference.org/>), Barcelona, Spain.
- NMFS. (2000). Small takes of marine mammals incidental to specified activities; marine seismic-reflection data collection in southern California/Notice of receipt of application. Retrieved from
- 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. . Retrieved from www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/guidelines.htm
- Paxton, A. B., Taylor, J. C., Nowacek, D. P., Dale, J., Cole, E., Voss, C. M., & Peterson, C. H. (2017). Seismic survey noise disrupted fish use of a temperate reef. *Marine Policy*, 78, 68-73. doi:10.1016/j.marpol.2016.12.017
- 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(7), 1343-1356. doi:10.1139/f92-150
- Pena, H., Handegard, N. O., & Ona, E. (2013). Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. *Ices Journal of Marine Science*, 70(6), 1174-1180. doi:10.1093/icesjms/fst079
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., & Ferrero, E. A. (2010). In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758; fam. Pomacentridae) living in a Marine Protected Area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386(1-2), 125-132. doi:10.1016/j.jembe.2010.02.012
- 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(5). doi:10.1098/rsbl.2013.1090
- 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.
- Popper, A. N., Gross, J. A., Carlson, T. J., Skalski, J., Young, J. V., Hawkins, A. D., & Zeddies, D. (2016). Effects of Exposure to the Sound from Seismic Airguns on Pallid Sturgeon and Paddlefish. *Plos One*, 11(8). doi:10.1371/journal.pone.0159486
- Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75(3), 455-489. doi:10.1111/j.1095-8649.2009.02319.x
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, 94(5), 692-713. doi:10.1111/jfb.13948
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., . . . Tavalga, 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, . Retrieved from New York:

- 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. *Journal of the Acoustical Society of America*, 117(6), 3958-3971. doi:10.1121/1.1904386
- Popper AN & Hawkins AD (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology* 94(5), 692-713.
- Przeslawski, R., Brooke, B., Carroll, A. G., & Fellows, M. (2019). An integrated approach to assessing marine seismic impacts: Lessons learnt from the Gippsland Marine Environmental Monitoring project. *Ocean & Coastal Management*, 160, 117-123. doi:doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.04.011.
- Radford, A. N., Lebre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S. L., & Simpson, S. D. (2016). Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. *Global Change Biology*, 22(10), 3349-3360. doi:10.1111/gcb.13352
- Richardson, W. J., Wursig, B., & Greene, C. R. (1986). REACTIONS OF BOWHEAD WHALES, *BALAENA-MYSTICETUS*, TO SEISMIC EXPLORATION IN THE CANADIAN BEAUFORT SEA. *Journal of the Acoustical Society of America*, 79(4), 1117-1128. doi:10.1121/1.393384
- Riera, A., Rountree, R. A., Pine, M. K., & Juanes, F. (2018). Sounds of Arctic cod (*Boreogadus saida*) in captivity: A preliminary description. *Journal of the Acoustical Society of America*, 143(5), EL317-EL321. doi:10.1121/1.5035162
- Robertson, F. C., Koski, W. R., Thomas, T. A., Richardson, W. J., Wursig, B., & Trites, A. W. (2013). Seismic operations have variable effects on dive-cycle behavior of bowhead whales in the Beaufort Sea. *Endangered Species Research*, 21(2), 143-160. doi:10.3354/esr00515
- Robertson, F. C., Koski, W. R., & Trites, A. W. (2016). Behavioral responses affect distribution analyses of bowhead whales in the vicinity of seismic operations. *Marine Ecology Progress Series*, 549, 243-262. doi:10.3354/meps11665
- Henriksen, S., & Hilmo, O. (2015). Norsk rødliste for arter 2015. <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/EuropeiskPerspektiv>
- Sarnocinska, J., Teilmann, J., Balle, J. D., van Beest, F. M., Delefosse, M., & Tougaard, J. (2020). Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) Reaction to a 3D Seismic Airgun Survey in the North Sea. *Frontiers in Marine Science*, 6. doi:10.3389/fmars.2019.00824
- Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J. D., van Beest, F. M., Delefosse, M., & Tougaard, J. (2020). Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) Reaction to a 3D Seismic Airgun Survey in the North Sea. 6(824). doi:10.3389/fmars.2019.00824
- 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 whales, *Delphinapterus leucas* , after exposure to intense tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 107(6), 3496-3508. doi:10.1121/1.429420
- Screen, J. A., & Simmonds, I. (2010). Increasing fall-winter energy loss from the Arctic Ocean and its role in Arctic temperature amplification. *Geophysical Research Letters*, 37. doi:10.1029/2010gl044136
- Shafiei Sabet, S., Wesdorp, K., Campbell, J., Snelderwaard, P., & Slabbekoom, H. (2016). Behavioural responses to sound exposure in captivity by two fish species with different hearing ability. *Animal Behaviour*, 116, 1-11. doi:10.1016/j.anbehav.2016.03.027
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H., & Davie, A. (2015). Stress response to anthropogenic noise in Atlantic

- cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural Engineering*, 67, 67-76. doi:10.1016/j.aquaeng.2015.06.003
- Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C. O., Chivers, D. P., McCormick, M. I., & Meekan, M. G. (2016). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications*, 7. doi:10.1038/ncomms10544
- 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 34-2017. ISSN 1893-453.
- Sivle, L. D., Hansen, R., Karlsen, H. E., & Handegard, N. O. (2016). Mackerel behaviour and seismic signals – a net pen study. Rapport fra Havforskningen 19-2016. ISSN 1893-4536.
- Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Cure, C., Isojunno, S., Wensveen, P. J., Lam, F. P. A., . . . 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(4), 469-502. doi:10.1578/am.41.4.2015.469
- 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(7), 1357-1365. doi:10.1139/f92-151
- Slabbekoom, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., & Popper, A. N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(7), 419-427. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., & Ona, E. (2004). Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*, 67(2), 143-150. doi:10.1016/j.fishres.2003.09.046
- Soldal, A. V., & Løkkeborg, S. (1993). Seismisk aktivitet og fiskefangster. Analyse av innsamlede fangstdata. *Fisekn og Havet* 4-1993. 44 p.
- Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., . . . Tyack, P. L. (2019). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125-232. doi:10.1578/am.45.2.2019.125
- Vinje, V., Lie, J.E., Danielsen, V., Dhelle, P.E., Silliqi, R., Nilsen, C.-I., Hicks, E. and Camerer, A. (2017) Shooting over the seismic spread. *First Break* 35(6), 97-104.
- Verfuß, T. (2014). Noise mitigation systems and low-noise installation technologies. In: Federal Maritime and Hydrographic Agency,. In F. M. f. t. E. Nature Conservation and Nuclear Safety (Ed.), *Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus*. Wiesbaden: Springer Spektrum.
- Tashmukhambetov, A. M., Ioup, G. E., Ioup, J. W., Sidorovskaia, N. A., & Newcomb, J. J. (2008). Three-dimensional seismic array characterization study: Experiment and modeling. *Journal of the Acoustical Society of America*, 123(6), 4094-4108. doi:10.1121/1.2902185
- Thode, A. M., Blackwell, S. B., Conrad, A. S., Kim, K. H., Marques, T., Thomas, L., . . . Broker, K. (2020). Roaring and repetition: How bowhead whales adjust their call density and source level (Lombard effect) in the presence of natural and seismic airgun survey noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 147(3), 2061-2080. doi:10.1121/10.0000935
- Thompson, D., & Fedak, M. A. (1993). CARDIAC RESPONSES OF GRAY SEALS DURING DIVING AT SEA.

Journal of Experimental Biology, 174, 139-164.

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-Biological Sciences*, 280(1771). doi:10.1098/rspb.2013.2001

Tougaard, J., Wright, A. J., & Madsen, P. T. (2015). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin*, 90(1-2), 196-208. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.051

Vinje, V., Lie, J. E., Danielsen, V., Dhelle, P. E., Silliqi, R., Nilsen, C., . . . Camerer, A. (2017). Shooting over the seismic spread. *First Break*, 35(6), 97-104.

Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G., & Mackie, D. (2001). Effects of seismic air guns on marine fish. *Continental Shelf Research*, 21(8-10), 1005-1027. doi:10.1016/s0278-4343(00)00122-9

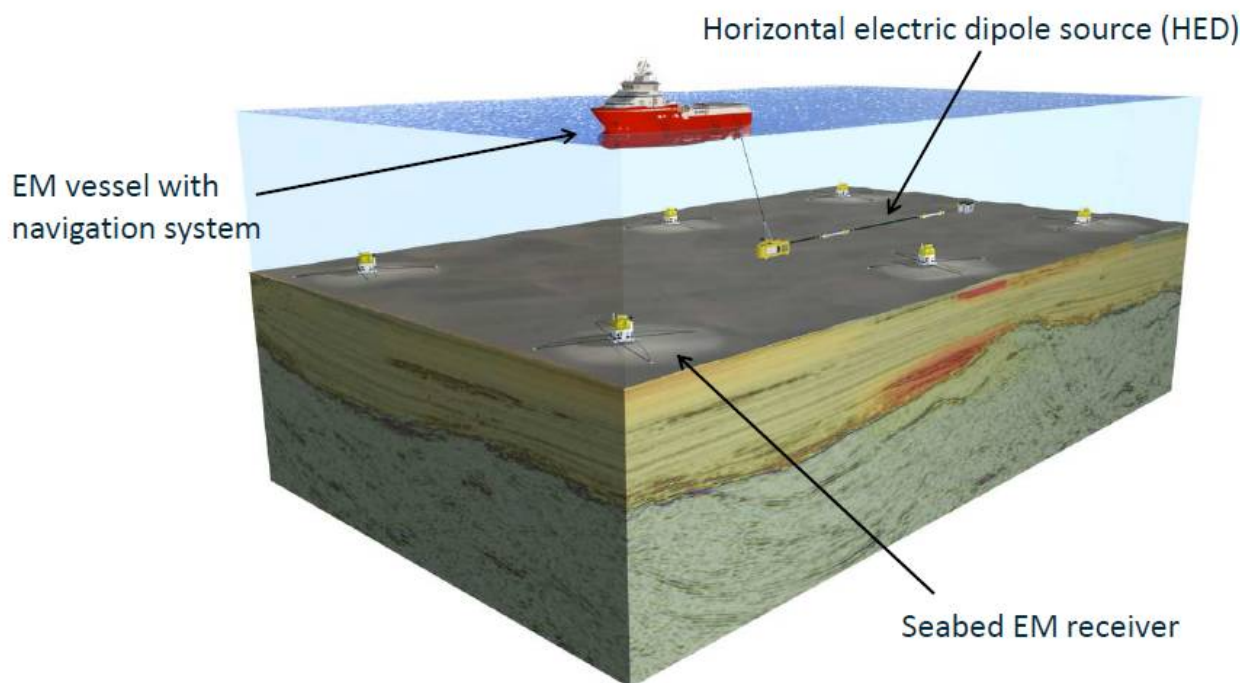
Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., von Benda-Beckmann, A. M., Sivle, L. D., Visser, F., . . . Miller, P. J. O. (2017). Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *Journal of Experimental Biology*, 220(22), 4150-4161. doi:10.1242/jeb.161232

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

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 taukes vanligvis 30–50 m over bunnen eller 10 m under overflaten med en hastighet på noen få meter per sekund (Figur 6.), men kan også holdes stasjonært 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 (figur 5). 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 5. Konseptuell skisse av en typisk elektromagnetisk undersøkelse. Den elektromagnetiske kilden taukes etter fartøyet, og et rutenett av mottakere er blitt forankret på havbunnen. Figur fra Mittet & 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 mangler 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 og dødelighet eller adferdsendringer (Grimsbø et al. 2016).

Maksimalverdier for magnetiske og elektriske feltstyrker generert under elektromagnetiske undersøkelser er flere ganger større enn magnetiske og elektriske felt som finnes naturlig i havet. De har også langt høyere nivåer enn det som har vært påvist å forårsake atferdsmessige og subtile fysiologiske effekter hos marine dyr (Nyqvist et al. 2020; Tabell 2 og 3). 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 stasjonære dyr eksponert 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 (Bazylnski 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 larver av hyse og to korallfisker reagerer på endringer i magnetfelt (Bottesch et al. 2016; Cresci et al. 2019a; 2019b; 2020; 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 2).

Tabell 2. Observerte adferdsmessige endringer av definerte magnetfeltstyrker på fisk og andre marine dyr, og tilsvarende avstand til den elektromagnetiske kilden ifølge modellert data fra EMGS (tabell basert på Nyqvist et al. 2020).

| Gruppe | Taxa | Effekt | Avstand (m) | Feltstyrke (nT) | Frekvens | Referanse |
|------------|------------------------|---------------------------------------|-------------|-----------------|-----------|--------------------------------|
| Hai | Sphyrnidae | Navigasjon | >1000 | 0.04 | Naturlige | Klimley 1993 |
| Amfipode | Gondogeneia antarctica | Desorientering | >1000 | 2 | 976 Hz | Tomanova & Vacha 2016 |
| Hval | Odontoceti | Forstyrrelser korrelert med stranding | >980 | <50 | Naturlige | Kirschvink 1986 |
| Ål | Anguilla anguilla | Mindre forsinkelse og kursavvik | 210 | 5000 (@50m) | DC | Westerberg & Begout-Anras 2000 |
| Ål | Anguilla japonica | Oppfattelse | 120 | 12 600 | Start | Nishi et al 2004 |
| Skate | Leucoraja erinacea | Bevegelse | 110 | 14 000 | 60 Hz | Hutchison et al. 2018 |
| Laksfisk | Oncorhynchus mykiss | Oppfattelse | 60 | 30 000 | Start | Hellinger and Hoffman 2009 |
| Stør | Acipenser fulvescens | Bevegelse | Never | 2 000 000 | Start | Bevelhimer et al 2013 |
| Krabbe | Cancer pagaurus | Atraksjon | Never | 40 000 000 | DC | Scott et al 2017 |
| Cyprinid | Pimephales promelas | Bevegelse | Never | 40 000 000 | DC | Bevelhimer et al 2013 |
| Solaborrer | Lepomis microlophus | Atraksjon | Never | 40 000 000 | DC; 60Hz | Bevelhimer et al 2013 |

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.

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).

Eksposering 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 akselen (Buchanan 2011). Ved 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 dyr kalibrerer dets interne kompass mot andre informasjons kilder (Cresci et al. 2019b, Goff et al. 1998, Muheim et al. 2006), dersom slik kalibrering forekommer relativt sjelden og forstyrrelser i løpet av denne kalibreringstiden vil være spesielt uheldiguheldige. Migrerende sangfugler (*Chatarus sp.*) kalibrerer for eksempel sitt magnetiske kompass ved hjelp av solnedgangens retning eller tilhørende polariseringsmønster en gang om dagen (Cochran et al. 2004). Dyr kan også, som for eksempel tunfisk (*Thunnus maccoyii*), bruke magnetiske felt mer intensivt ved skumring og daggry, dette gir mindre forstyrrede «nattvinduer» for å få magnetisk informasjon med minimal påvirkning av naturlig magnetisk støy (Rodda 1984, Willis et al. 2009). Marine dyr som bruker slike kalibreringsvinduer, kan ende opp med å bevege seg i feil retning i en hel dag, dekke ekspansive avstander og bruke verdifull energi og tid, hvis de blir utsatt for et forvrengt magnetfelt i løpet av kalibreringen (Ferrari 2014, Vanselow et al. 2018). Dette vil forverre effekten av den elektromagnetiske forstyrrelsen utover eksponeringstidspunktet.

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 er elektrofølsomme (Alves-Gomes 2001; Collin & Whitehead 2004; Walker 2001). I tillegg har laks og ål vist eksperimentelle responser på svake elektriske felt, og det er indiser på at rødspette potensielt orienterer seg i forhold til elektriske felt som genereres av havstrømmer (Metcalfe et al. 1993; Rommel Jr. & McCleave 1973a). Andre grupper av marine dyr som reagerer på elektriske felt er beskrevet i tabell 3.

Elektriske signaler har et bredere bruksområde for marine dyr enn magnetiske signaler, spesielt blant bruskfisk. Mens magnetiske signaler hovedsakelig brukes til orientering og i i sosiale interaksjoner, brukes elektriske signaler til å

oppdage bytte samt for å unngå predasjon, (Collin & 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 3).

Tabell 3. Observerte adferdsmessige endringer av definerte elektriske feltstyrker på marine dyr, og tilsvarende avstand til den elektromagnetiske kilden ifølge modellert data fra EMGS (tabell basert på Nyqvist et al. 2020).

| Gruppe | Taxa | Effekt | Avstand (m) | Feltstyrke (nV/cm) | Referanse |
|-----------|---|----------------------|-------------|--------------------------|--|
| Bruskfisk | <i>Elasmobranchii</i> | Oppfattelse | >1000 | 1 - 20 | Peters et al. 2007 |
| Hai | <i>Scyliorhinus canicula</i> | Atraksjon | >1000 | 100 | Gill and Taylor 2001 |
| Ål | <i>Anguilla rostrata</i> | Oppfattelse | 980 | 670 | Rommel and McCleave 1972 |
| Niøye | <i>Petromyzontiformes</i> | Oppfattelse | 890 | 1 000 | Sitert in Kullnick 2000 |
| Delfin | <i>Sotalia guianensis</i> | Oppfattelse | 590 | 4 600 | Czech-Damal et al. 2011 |
| Ål | <i>Anguilla anguilla</i> | Oppfattelse | <10 | 470 000 | Berge 1979 |
| Stør | <i>Acipenser spp.</i> | Unngåelse og adferd | <10 | 500 000 | Basov 1999 |
| Hai | <i>Scyliorhinus canicula</i> | Unngåelse | <10 | 1 000 000 | Gill and Taylor 2001 |
| Kreftdyr | <i>Crangon crangon</i> | Adferd | <10 | 40 000 000 | Polet et al. 2005 |
| Hai | <i>Sphyrna lewini; Triakis semifasciata</i> | Adferd | <10 | 42 000 000- 43 000 000 | Marcotte and Lowe 2008 |
| Hai | <i>Elasmobranchii</i> | Narkose (75 cm fish) | <10 | 60 000 000 | Smith 1974 |
| Hai | <i>Sphyrna lewini; Triakis semifasciata</i> | Unngåelse | <10 | 90 000 000 - 185 000 000 | Marcotte and Lowe 2008 |
| Kreftdyr | <i>Neprhos norvegicus</i> | Bevegelse | <10 | 200 000 000 | Stewart 1972, sitert i Soetaert et al 2015 |
| Multe | <i>Mugilidae</i> | Narkose (20 cm fish) | <10 | 240 000 000 | Smith 1974 |
| Musling | <i>Ensis spp.</i> | Bevegelse | <10 | 500 000 000 | Woolmer et al 2011 |

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 μ V/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).

Eksposering 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; Lambooyj et al. 2010) eller får haier til å unngå en elektrisk barriere

(Marcotte & 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 $\mu\text{V}/\text{cm}$ 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 time.

Bruskfisk og ål kan oppfatte elektriske signaler på over en kilometers avstand (tabell 3; Buchanan 2011; Peters et al. 2007). I teorien kan et oppfattet elektrisk felt midlertidig forstyrre beiting, orientering eller sosiale interaksjoner. For spadestør (*Polydon spathula*), en ferskvannsfisk som jakter plankton med hjelp av et elektriskeføleevne, resulterte menneskeskapt elektrisk støy i redusert predasjonsavstand ved 1000 nV/cm og umuliggjorde i prinsipp predasjon ved 50 000 nV/cm . 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 kanskje også 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). For eksempel, selv om haier ikke frastøtes av den genererte elektriske feltstyrke, 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.

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). Mulige effekter av en EMU på pigghå er derfor særlig bekymringsverdig. 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, laks eller hyse, 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 utvandningsruter for ål og laks og parings- og yngleplasser for pigghå og andre bruskfisker bør unngås i de periodene hvor dette foregår. Imidlertid er det stor usikkerhet både med hensyn til hvor innvandningsrutene 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

Den viktigste forstyrrelsen av elektromagnetiske felt er sannsynligvis på fiskens orienteringsevne, og med bakgrunnen beskrevet ovenfor er derfor HI sitt råd for elektromagnetiske undersøkelser følgende.

- Havforskningsinstituttet fraråder elektromagnetiske undersøkelser i områder og perioder med konsentrerte gytevandring. Kart for dette finnes i Vedlegg I.

4.5 - Referanser

Ainslie, M. A., Halvorsen, M. B., A., D. R. P., Laes, R. M., and Zeddies, D. G. 2016. Verification of airgun sound field models for environmental impacts assessment. Proceedings of Meetings on Acoustics.

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

Bakketeig, I., Hauge, M., and Kvamme, C. 2017. Havforskningsrapporten.

Bazylnski, D. A., Schlezinger, D. R., Howes, B. H., Frankel, R. B., and Epstein, S. S. 2000. Occurrence and distribution of diverse populations of magnetic protists in a chemically stratified coastal salt pond. *Chemical Geology*, 169: 319-328.

Blakemore, R., and Frankel, R. 1981. Magnetic Navigation in Bacteria. *Scientific American*, 245: 58-65.

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

Bratton, B. O., and 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: 241-254.

Bray, R. N., and Hixon, M. A. 1978. Night-Shocker: Predatory Behavior of the Pacific Electric Ray. *Science*, 200: 333-334.

Buchanan, R. A., Fehhelm, R., Christian, J., Moulton, V. D., Mactavish, B., Canning, S., and Pitt, R. 2006. Orphan Basin Controlled Source Electromagnetic Survey Program Environmental Assessment. LGL Rep. SA899. 137 pp.

Buchanan, R. A., and L.G.L. Limited, E. R. A. 2011. Environmental Impact Assessment of Electromagnetic Techniques Used for Oil & Gas Exploration & Production, International Association of Geophysical Contractors.

Cochran, W. W., Mouritsen, H., and Wikelski, M. 2004. Migrating Songbirds Recalibrate Their Magnetic Compass Daily from Twilight Cues. *Science*, 304: 405-408.

- Collin, S., and Whitehead, D. 2004. The functional roles of passive electroreception in non-electric fishes. *Animal Biology*, 54.
- Connor, J., and Muheim, R. 2017. Pre-settlement coral-reef fish larvae respond to magnetic field changes during the day. *The Journal of Experimental Biology*, 220: 2874.
- Cresci, A., Allan, B. J. M., Shema, S. D., Skiftesvik, A. B., and Browman, H. I. 2020. Orientation behavior and swimming speed of Atlantic herring larvae (*Clupea harengus*) in situ and in laboratory exposures to rotated artificial magnetic fields. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 526: 151358.
- Cresci, A., Durif, C. M., Paris, C. B., Shema, S. D., Skiftesvik, A. B., and Browman, H. I. 2019a. Glass eels (*Anguilla anguilla*) imprint the magnetic direction of tidal currents from their juvenile estuaries. *Communications Biology*, 2: 366.
- Cresci, A., Paris, C. B., Foretich, M. A., Durif, C. M., Shema, S. D., O'Brien, C. E., Vikebø, F. B., et al. 2019b. Atlantic Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) Larvae Have a Magnetic Compass that Guides Their Orientation. *iScience*, 19: 1173-1178.
- Czech-Damal, N. U., Liebschner, A., Miersch, L., Klauer, G., Hanke, F. D., Marshall, C., Dehnhardt, G., et al. 2012. Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 663-668.
- Durif, C. M. F., Browman, H. I., Phillips, J. B., Skiftesvik, A. B., Vøllestad, L. A., and Stockhausen, H. H. 2013. Magnetic Compass Orientation in the European Eel. *PLOS ONE*, 8: e59212.
- Ellingsrud, S., and Larsen, J.-E. 2019. Petromarker on CSEMs.
- Engas, A., Lokkeborg, S., Ona, E., and Vold, A. 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.
- Ferrari, T. E. 2014. Magnets, magnetic field fluctuations and geomagnetic disturbances impair the homing ability of honey bees (*Apis mellifera*). *Journal of Apicultural Research*, 53: 452-465.
- Freake, Michael J., Muheim, R., and Phillips, John B. 2006. Magnetic Maps in Animals: A Theory Comes of Age? *The Quarterly Review of Biology*, 81: 327-347.
- Goff, M., Salmon, M., and Lohmann, K. J. 1998. Hatchling sea turtles use surface waves to establish a magnetic compass direction. *Animal Behaviour*, 55: 69-77.
- Grimsbø, E., Nortvedt, R., Hammer, E., and 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., Nortvedt, R., Hjertaker, B. T., Hammer, E., and Roth, B. 2016. Optimal AC frequency range for electro-stunning of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*, 451: 283-288.
- Holten, T., Flekkøy, E., Singer, B., Blixt, E., Hanssen, A., and Måløy, K. 2009. Vertical source, vertical receiver, electromagnetic technique for offshore hydrocarbon exploration. *First Break*, 27: 89-93.
- Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A. B., King, J., and Gibson, C. 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (shark, rays, and skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables.
- Kaimijn, A. 1999. Detection and Biological significance of electric and magnetic fields in microorganisms and

fish. In: Effects of electromagnetic fields on the living environment. ISBN 978-3-9804789-9-1

Kirschvink, J. L., Dizon, A. E., and Westphal, J. A. 1986. Evidence from Strandings for Geomagnetic Sensitivity in Cetaceans. *Journal of Experimental Biology*, 120: 1.

Krylov, V. V., Izyumov, Y. G., Izvekov, E. I., and Nepomnyashchikh, V. A. 2014. Magnetic fields and fish behavior. *Biology Bulletin Reviews*, 4: 222-231.

Kullnick, U. 2000. Influences of Electric and Magnetic Fields on Aquatic Ecosystems. *In ICNIRP: Effects of Electromagnetic Fields on the Living Environment*, pp. 113-132.

Lambooj, E., Digre, H., Reimert, H., Aursand, I., Grimso, L., and W, V. 2012. Effects of on-board storage and electrical stunning of wild cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) on brain and heart activity. *Fisheries Research - FISH RES*, 127: 1-8.

Lowe, C. G., Bray, R. N., and Nelson, D. R. 1994. Feeding and associated electrical behavior of the Pacific electric ray *Torpedo californica* in the field. *Marine Biology*, 120: 161-169.

Marcotte, M. M., and 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: 53-61.

Metcalfe, J., Schwartz, B., and Joaquim, S. 1993. The Cue-Familiarity Heuristic in Metacognition. *Journal of experimental psychology. Learning, memory, and cognition*, 19: 851-861.

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

Mittet, R., and Jensen, H. R. 2018. Marine CSEM - Electric and Magnetic Field Amplitudes.

Muheim, R., Moore, F. R., and Phillips, J. B. 2006. Calibration of magnetic and celestial compass cues in migratory birds - a review of cue-conflict experiments. *Journal of Experimental Biology*, 209: 2.

Nishi, T., Kawamura, G., and Matsumoto, K. 2004. Magnetic sense in the Japanese eel, *Anguilla japonica*, as determined by conditioning and electrocardiography. *Journal of Experimental Biology*, 207: 2965.

Nordgreen, A. H., Slinde, E., Møller, D., and Roth, B. 2008. Effect of various electric field strengths and current durations on stunning and spinal injuries of Atlantic herring. *J Aquat Anim Health*, 20: 110-115.

Nyqvist, D., Durif, C., Johnsen, M. G., De Jong, K., Forland, T. N., and Sivle, L. D. 2020. Electric and magnetic senses in marine animals, and potential behavioral effects of electromagnetic surveys. *Marine Environmental Research*, 155: 104888.

Peters, R. C., Eeuwes, L. B. M., and Bretschneider, F. 2007. On the electro-detection threshold of aquatic vertebrates with ampullary or mucous gland electroreceptor organs. *Biological Reviews*, 82: 361-373.

Putman, Nathan F., Lohmann, Kenneth J., Putman, Emily M., Quinn, Thomas P., Klimley, A. P., and Noakes, David L. G. 2013. Evidence for Geomagnetic Imprinting as a Homing Mechanism in Pacific Salmon. *Current Biology*, 23: 312-316.

Rodda, G. H. 1984. The orientation and navigation of juvenile alligators: evidence of magnetic sensitivity. *Journal of Comparative Physiology A*, 154: 649-658.

Rommel, S. A., Jr., and McCleave, J. D. 1973. Prediction of oceanic electric fields in relation to fish migration. *ICES Journal of Marine Science*, 35: 27-31.

Roth, B., Imsland, A., Moeller, D., and 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: 8-13.

Tomanova, K., and Vacha, M. 2016. The magnetic orientation of the Antarctic amphipod *Gondogeneia antarctica* is cancelled by very weak radiofrequency fields. *J Exp Biol*, 219: 1717-1724.

Vanselow, K. H., Jacobsen, S., Hall, C., and Garthe, S. 2018. Solar storms may trigger sperm whale strandings: explanation approaches for multiple strandings in the North Sea in 2016. *International Journal of Astrobiology*, 17: 336-344.

Walker, M. M. 1984. Learned magnetic field discrimination in yellowfin tuna, *Thunnus albacares*. *Journal of Comparative Physiology A*, 155: 673-679.

Walker, M. M., Diebel, C. E., and Kirschvink, J. L. 2003. Detection and Use of the Earth's Magnetic Field by Aquatic Vertebrates. *In* *Sensory Processing in Aquatic Environments*, pp. 53-74. Ed. by S. P. Collin, and N. J. Marshall. Springer New York, New York, NY.

Walker, T. 2001. Basslink project review of impacts of high voltage direct current sea cables and electrodes on chondrichthyan fauna and other marine life, Basslink Supporting Study No 29, Marine and Freshwater Resources Institute No 20, 68 pp.

Willis, J., Phillips, J., Muheim, R., Diego-Rasilla, F. J., and Hobday, A. J. 2009. Spike dives of juvenile southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*): a navigational role? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64: 57.

Wiltschko, W., and Wiltschko, R. 2005. Magnetic orientation and magnetoreception in birds and other animals. *Journal of Comparative Physiology A*, 191: 675-693.

Öhman, M., Sigra, P., and Westerberg, H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 36: 630-633.

5 - Bruk av eksplosiver i sjø

5.1 - Bakgrunn

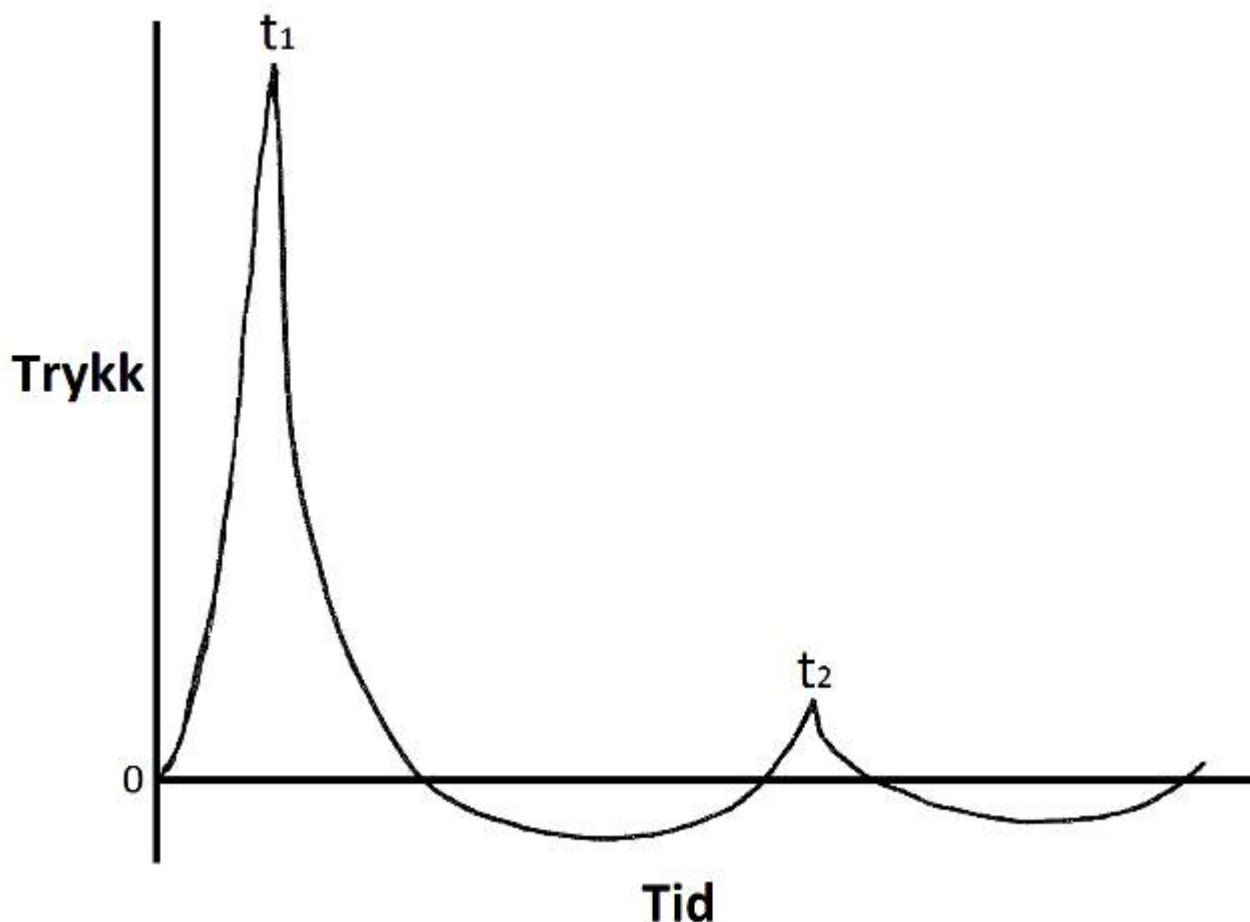
Havforskningsinstituttets rådgivning med hensyn til sprengningsarbeider har som hensikt å gi råd der målet er å begrense eller hindre skade på marint liv. Det er lite sannsynlig at lokale sprengninger i sjø har potensial til å påvirke fisk på populasjons- eller bestandsnivå (Govoni et al. 2008), og derfor 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; Dalen 2009; Eliassen og Iversen 2004; Engås et al. 1989; Fauske 2007; Grimsbø og Kvasdheim 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 (Engås et al. 1989), 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 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 lydshastigheten 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 lydshastigheten i mediet (Kjellsby 1993). Militære eksplosiver har generelt høyere detonasjonshastighet enn eksplosiver til sivil bruk, for eksempel slike som blir brukt ved bergsprengning. For bergsprengning vil forøvrig detonasjonshastigheten kunne påvirkes av borehulldiameter (Amundsen 1984; Higgins 1979; Petel et al. 2007) og trykk. I tillegg til selve trykkpulsene 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 trykkpulsene 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 i vann oppstå en kraftig trykkpuls samt påfølgende boblepuls (Cole 1948), se Figur 6.



Figur 6. 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 tiden t_1 . 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 (Aron et al. 1948) igjen stiger til en topp ved tiden t_2 . Hvor mange oscillasjoner boblen gjør, bestemmes ut fra type og mengde sprengstoff, samt dyp (Geers & Hunter 2002).

Amplituden til trykkpulsene, ved tiden t_1 i Figur 6, 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). Dette skjer 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). Trykkpulser 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, dette gjelder også fisk med svømmeblære der gassen unnslipper (Teleki & Chamberlain 1978). Trykkpulsene fra sprengningen vil også kunne svime slå fisk slik at denne blir definert som bevisstløs (Grimsbø 2016; Lamboij et al. 2010), naturlige reflekser vil da opphøre (Kestin et al. 2002). Det er også dokumentert at sprengningsarbeider har negativ innvirkning på yngel og egg (Faulkner et al. 2006). Sprengningsarbeider vil kunne ha et skadepotensiale knyttet til gyting og tidlige livsstadier (Faulkner et al. 2008; Krise 2001). Mulig skadepotensial kan også være knyttet til rystelser og vibrasjoner fra sprengninger som forplanter seg i grunnen (Dalen 2009; Toresen & Søvik 2012), selv om sammenhengene er noe uklare. 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 trykkpulsene 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 vil vann suges inn i den åpne svømmeblæren. En annen mulig årsak kan være boblepulsene i forbindelse med boblens kollaps, se Figur 7. Vann som kommer inn i fiskens svømmeblære, fører til nedsatt almenntilstand og mulig økt dødelighet noe tid etter sprengningen er gjennomført.

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 & Kvalsvik 1997; Koschinski 2011). 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; Kvadsheim et al. 2020; Popper et al. 2014; Sand og Karlsen 1986; Sivle et al. 2017). Som for seismikk kan slik støy gi adferds effekter som unnvikelse av området og nedsatt beiteaktivitet. For fisk i oppdrettsanlegg, som ikke har mulighet til å svømme unna, kan den lavfrekvente støyen 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 & Kvadsheim 2018; Iwama & Afonso 2006), og fisk som i utgangspunktet har redusert almenntilstand, og for eksempel er smittet av sykdom, er ekstra sårbare.

5.3 - 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. Det er heller ikke enkelt å sette noen generelle grenseverdier når det gjelder bergsprengning som gjelder under alle forhold, men i noen tilfeller er dette forsøkt (Dalen 2012; Hveding 2018). Kvadsheim et al. (2017) har oppsummert kunnskapsstatus og det fremkommer at faren for skade øker ved spisstykningsnivåer over 210dB for fisk og 202 dB for sjøpattedyr. Det opereres for øvrig med en sikkerhetsavstand på 2 nmi til havbruksanlegg i forhold til eksplosivrydding under vann i Sjøforsvarets reglement (Svendsen 2012). Det finner også eksempler fra andre land på mer konkrete retningslinjer for sprengningsarbeider slik som Wrigth & Hopky (1998).

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, men har ikke blitt dokumentert å ha noe entydig effekt i forbindelse med sprengning. Et slikt tiltak reduserer heller ikke de skadelige effektene fra en sprengning og er derfor ikke i seg selv tilstrekkelig for å unngå skade, selv om det antas å ha en gunstig effekt.

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.

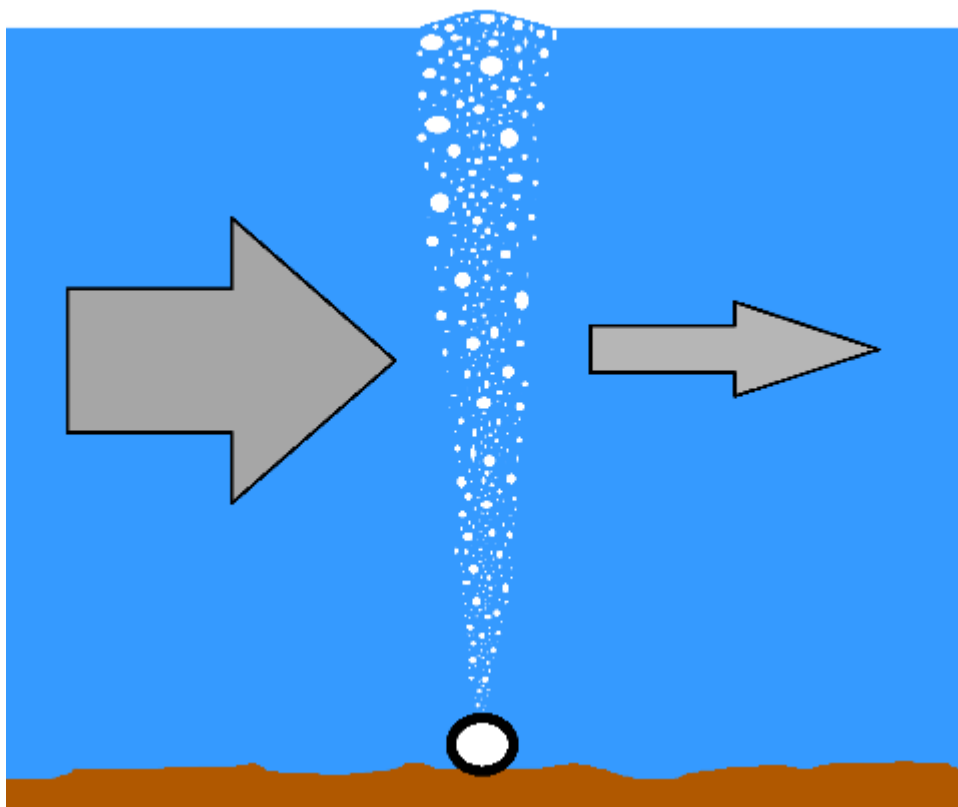
Trykket t_1 som oppstår som følge av detonasjonen, vil være avhengig ikke bare av sprengstoffmengden, men også av detonasjonshastigheten. Valg av riktig sprengstofftype (Meyer et al. 2002) og andre tiltak som reduserer detonasjonshastigheten, kan derfor forhindre skader på marint liv.

Ikke alle eksplosiver med moderat detonasjonshastighet, som for eksempel tradisjonell ANFO, kan brukes i vann eller

vannfylte borehull da vannet endrer sprengstoffets sammensetning slik at detonasjon ikke oppnås. 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 udetonert sprengstoff.

Trykkbølgene i vannet som oppstår som følge av en sprengning, da særlig t_1 (fig. 7), vil kunne speile seg i overflaten og endre fase. En slik speiling vil, som tidligere nevnt, skape en puls (Fardal 2005; Gaspin & 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 tryktpulser 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 & Kvasdheim 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 7: Boblegardin, eller luftgardin om man vil, består av et perforert rør som det pumpes trykkluft inn i. Når rør legges slik at det dannes 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 & Kvasdheim 2018; Johannessen et al. 2018; Keevin et al. 1997; Schmidtke 2010). Denne begrenser tryktpulsene fra sprengningen fra å forplante seg i sjøen ved at tryktpulsen 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 utenpå

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 8. 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 (H₂S). 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 og partikler fra å bli spredd. Dette utnyttes der man ønsker å hindre partikkelspredning og igjenslamming av områder (Laugesen 2006; Sharp et al. 2010), gjerne i forbindelse med anleggsarbeider.

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

5.4 - 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 (Aabøe et al. 2014). 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 i prosjekteringen. Her bør det gjøres lokale vurderinger blant annet for å ta hensyn til eventuelle gytefelt.
- 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.
- Havforskningsinstituttet fraråder at sprengningsarbeid i sjø gjennomføres i gyteområder når fisken gyter samt i tiden rett etterpå, dette for å skjerme egg og yngel.
- Havforskningsinstituttet tilrår at det utvises ekstra aktsomhet ved sprengningsarbeider i sjø dersom dette medfører irreversible endringer i strukturer og substrat i gyteområder. Dette rådet gjelder hele året.

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 (Norsk Standard 2001, 2013-1), sprengningsarbeider reguleres også som mudring (Miljødirektoratet 2018). Håpet er at dette blir forbedret i kommende versjoner av relevante standarder, slik at mer systematiske risikovurderinger og avbøtende tiltak kan gjennomføres (Kvadsheim et al. 2020; Miljødirektoratet 2017).

5.5 – Referanser

- Aabøe, R., Dolva, B. K., Olsen S-E, Myhre, Ø., Oset, F., Vaslestad, J., Frydenlund, T. E. (2014) Grunnforsterkninger, fyllinger og skråninger. Håndbok V221 i Statens vegvesens håndbokserie. 2. opplag. ISBN 9788272076503
- Amundsen, J. (1984). Emulsjonsslurry – erfaringer med borhulsdiameter 2 1/2" – 4". Fjellsprengningsteknikk, berg-mekanikk, geoteknikk, Norsk jord -og fjellteknisk forbund, p. 6.1- 6.18.
- Aron, 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, vol. 20, nr. 3, p. 271-276.
- Aune, M., Clorenne, D., Billand, P., Bois, C., Folegot, T., Christensen, G. N. (2018). Vurdering av støy i forbindelse med undervannsekspløsjoner i Båtsfjord, april 2018, Akvaplan-niva, report no. 60306-01.
- Campana, E. F., Amato, E., Beldowski, 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., Rosslund, 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.
- Cole, R. H. (1948). Underwater explosions. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- 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.
- Dalen, J. (2009) Vurdering av påvirkninger på torskelarver og –yngel i landbasert oppdrettsanlegg fra sprengninger på land og i sjøbunnen og fra steinstøv i sjøvannet. Utredning for Advokatfirmaet Schjødt DA, Oslo. Havforskningsinstituttet.
- Dalen, J. (2012). Utredning for Statens Vegvesen, region vest tilknyttet prosjektet «Tunnel Fv7, Haukanesberget, Granvin» Havforskningsinstituttet.
- Domenico, S. N. (1982a). Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water-Part I History and theory. Geophysics, VOL. 47, NO. 3, p.345-353.
- Domenico, S. N. (1982b) Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water-Part II: Field experiment. Geophysics, VOL. 47, NO. 3, 354-375.
- Eliassen, R. A., Iversen, M. (2004). Tolegrenser for fisk ved undersjøiske sprenginger, Kasusstudie fra Kystverkets utbedringsarbeid i Lovund Havn våren og sommeren 2004, Norlands Forskning, Norland Research Institute, NF-rapport nr.: 19/2004.
- Engås, A., Olsen, S., Soldal, A. V. (1989). Undersøkelser av effekten på torsk i nær av refraksjonsseismiske

sprenginger i Øygarden. Oppdragsrapport, Fangstseksjonen, Fiskeriteknologisk forskningsinstitutt, Institute of Fishery Technology research.

Fardal, R. (2005). Måling av lydtrykk fra undersjøiske mineeksplosjoner – Virkninger på området for planlagt småbåthavn i Østhusvik. Forsvarets forskningsinstitutt, FFI/RAPPORT-05/03326.

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.

Faulkner, S. G., Welz, M., Tonn, W. M., Schmitt, D. R. (2009) Effects of Simulated Blasting on Mortality of Rainbow Trout Eggs. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:1–12. DOI: 10.1577/T07-035.1

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.

Gaspin, J. B., Price, R. S. (1972). The underpressure field from explosions in water as modified by cavitation. Naval ordnance laboratory, Wite Oak, Silver Spring, Maryland, USA

Gaspin, J. B. (1975). Experimental investigation of 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 GB (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.

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., Kvadsheim, P. H. (2018). Sprengningsarbeider i sjø – effekter på marint liv og mulige tiltak (Blasting operations at sea – effects on marine life and possible actions). Fjellsprengningsteknikk Bergmekanikk/Geoteknikk 2018. Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, Norsk Bergmekanikkgruppe og Norsk Geoteknisk Forening. Oslo 22-23 November 2018. ISBN: 978-82-8208-062-0. p. 33-51 <http://nff.no/wp-content/uploads/2018/12/Fjellsprengningsdagen-2018.pdf>

Higgins, A., Loiseau, J., Mi, X. C. (1979). Detonation velocity/diameter relation in gelled explosive with inert inclusions, American Institute of Physics, AIP Conference Proceedings.

Hveding, Ø. P. (2018). Sprengningsarbeid i Hagavika og mulig effekt på fisk. Norconsult, Oppdr.nr. 5164410, Dok.01, Ver.J02.

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). Trykkløsedemping ved sprengning under vann - småskalatester av boblegardin og luftfylte materialer. FFI rapport 17/16837.

- Johnsen, G. H., Kålås, S., Kambestad, A. (1994). Vurdering av skader på fisk ved undervannssprenginger i Raudbergbukta i Lærdal, Erfaringer fra sprengningsarbeidene høsten 1993 og våren 1994, Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 139.
- 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.
- Keevin, T. M., Hemen, 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.
- Kestin, S.C., Van de Vis, J. W., Robb, D. H. F. (2002). Protocol for assessing brain function in fish and the effectiveness of methods used to stun and kill them. *The Veterinary Record* 150, p.302-307.
- Ketten, D. R. (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In: Kastelein R, JA Thomas & PE Nachtigall (eds). *Sensory Systems of Aquatic Mammals*, De Spil Publishers, The Netherlands. ISBN 90-72743-05-9
- Kiran, J. H. (2016). Undervannsdetonasjoner – en kort innføring. Forsvarets forskningsinstitutt, FFI-rapport, 16/01500.
- Kjellsby E (1993). Akustisk eksponering av fisk ved undervannssprenginger, Forsvarets forskningsinstitutt, FFI/rapport-93/2004.
- Kjellsby, E., Kvalsvik, K. (1997). Begrensning av skade på marin fauna ved undervannssprenginger, Forsvarets Forskningsinstitutt, FFI/rapport-97/04847.
- Koschinski, S. (2011). Underwater Noise Pollution From Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marina Vertebrates and Its Mitigation. *Marine Technology Society Journal*, vol. 45, nr. 6, p. 80-88.
- Krise, W. F. (2001) Sensitivity of Atlantic Salmon Eggs to Mechanical Shock during the First Six Hours after Fertilization . *North American Journal of Aquaculture* 63:34–37.
- Kvadsheim, P. H., Sivle, L. D., Hansen, R. R., Karlsen, H. E. (2017). Effekter av menneskeskapt støy på Havmiljø -rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. FFI-RAPPORT 2017/00075.
<http://www.ffi.no/no/Rapporter/17-00075.pdf>
- Kvadsheim, P. H., Forland, T. N., de Jong, K., Nyquist, D., Grimsbø, E., Sivle, L. D. (2020) Effekter av støyforurensning på havmiljø –kunnskapsstatus og forvaltningsrådgivning. FFI-RAPPORT 2020/01015.
- Lambooy, E., Grimsbø, E., van de Vis, J. W., Reimert, H. G. N, 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, p.107–112.
- Laugesen, J. (2006) Intern prosj. Pilotprosjekt i Trondheim havn, Boblegardin mot spredning av muddermasser, Ref. 625 0512, DNV Consulting, Rapport nr. 2006-025.
- Larsen, T., Kjellsby, E., Olsen, S. (1993). Effekter av undervannssprengninger på fisk. Rapport fra senter for marine resurser nr.11, Havforskningsinstituttet.

- Meyer, M., Köhlner, J., Homburg, A. (2002). Explosives. Fifth Edition, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co, KGaA.
- Miljødirektoratet (2017). Undervannsstøy vurdering av behov for nasjonale og internasjonale tiltak. Notat, Miljødirektoratet, <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/Nyhetsdokumenter/undervannsstoy-%20iltak011017.pdf>
- Miljødirektoratet (2018). Veileder for håndtering av sediment – revidert 25.mai 2018. M-350/215. <https://tema.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2015/September-2015/Handtering-av-sedimenter/>
- Norsk Standard (2001). Standarder for vibrasjoner og støt. NS 8141-serien.
- Norsk Standard (2013-1). Standarder for vibrasjoner og støt. NS 8141-serien.
- Petel, O. E., Mack, D., Higgins, A. J., Turcotte, R., Chan, S. K. (2007). Minimum propagation diameter and thickness of high explosives. *J. Loss Prev Process Ind* 20(4-6): 578-583.
- 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., Zeddes, 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.
- Samuelson, E. (1966) Boblegardin fremstilt ved hjelp av kruttgassgenerator. Foredrag fra konferanse i Fjellsprengningsteknikk, Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, Oslo.
- 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 Straße 115, 24340 Eckernförde, Deutschland.
- 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. Conference of the environmental effects of explosives and explosions May 30-31 1973. Naval Ordnance Laboratory, Silver Springs, Maryland, USA.
- 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.
- Soldal, A. V. (1990). Minesprengning ved Helligvær, effekten på laks i merd. Oppdragsrapport, Fangstseksjonen, Fiskeriteknisk forskningsinstitutt, Institute of Fishery Technology research.
- Svendsen, P. (2012). Reglement for eksplosivrydding under vann - Fastsettes til bruk i Sjøforsvaret. KNM Tordenskjold 2012
- Teleki, G. C., Chamberlain, A. J. (1978). Acute Effects of Underwater Construction Blasting on Fishes in Long Point Bay, Lake Erie. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35(9), p.1191-1198.
- Toresen, R., Søvik, G. (2012). Anmodning om faglig innspill i Engsbøsaken, Havforskningsinstituttet, Ref.2009/1183, arkiv.nr. 008, løpenr. 1444/2012.
- Trettenes, V. (2006). Effekter av undervannsprenginger på torsk *Gadus Morhua*. Observasjoner fra sprengingene ved Nedre Stedje i Sogndal kommune 2005. Litteraturstudium over tidligere arbeid. Høgskulen i Sogn og Fjordane, N-Nr. 6/2006.

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

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.

6 - Effekter av støy fra havvindanlegg på marint liv

6.1 - Bakgrunn

Miljøvennlig produksjon av energi er blitt langt viktigere de senere år, og vindturbiner er en av de kraftproduserende metoder som etter hvert har fått stor, internasjonal utbredelse. Foreløpig plasseres de fleste vindturbiner på land, men det planlegges å plassere vindturbiner også i havområder. Havbaserte vindkraftanlegg er allerede i drift langs kysten av flere europeiske land, og i Norge har regjeringen foreslått å åpne spesifikke havområder for vindkraftproduksjon (NVE 2010, 2012, <https://www.nve.no/energiforsyning/kraftproduksjon/vindkraft/vindkraft-til-havs/>). Selv om slike vindkraftanlegg representerer en mer miljøvennlig produksjonsform for energi enn f.eks. kraftverk basert på fossile energikilder, er det samtidig viktig å være klar over at også vindkraftanlegg vil påvirke det marine miljø. Vindkraftanleggene vil legge beslag på sjøareal og påvirke strømforhold, samt produsere støy og elektromagnetisk stråling som vil kunne påvirke marine økosystemer og ressursutnyttelsen av disse. For at havbaserte vindkraftanlegg skal kunne produsere mest mulig miljøvennlig energi er det derfor viktig å utrede og redusere eventuelle utilsiktede konsekvenser denne type anlegg vil kunne påføre det marine miljø.

I forbindelse med etablering av nye havvindanlegg, har Havforskningsinstituttet en rådgivende rolle på lik linje som for seismikk og bruk av eksplosiver, ved at Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) ber om råd om mulige negative effekter på havmiljø i forkant av etablering av nye anlegg.

6.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter støy fra havvindanlegg på marine organismer

Kunnskapsgrunnlaget er gjennomgått i detalj i en egen rapport (de Jong et al. 2020b) og derfor bare kort oppsummert her. Havvindanlegg kan påvirke mange ulike aspekter ved marine samfunn, men da denne rapporten omhandler effekter av støy, er det kun den delen av påvirkningen som er behandlet her.

Vindkraftanlegg lager lyd som er hørbar for de fleste fisk og sjøpattedyr. Lydene kan deles opp i konstruksjonsstøy; altså lyd fra oppføringen av vindturbinene, og produksjonsstøy; lyd fra vindturbinene i drift.

6.2.1 - Konstruksjonsstøy

Lyd kilder i denne perioden kan være pæling, boring, gravearbeid og økt båttrafikk (Thomsen et al, 2006).

For bunnmonterte vindturbiner blir det ofte brukt pæling der en hydraulisk hammer dunker ned påler i havbunnen. Impulsive lyder som dette beskrives gjerne ved spisstrykk (0-peak verdi) for å beskrive maksimaltrykket som er et mål på den høyeste positive eller laveste negative verdien i en definert periode, eller lydeksponeringsnivå (sound exposure level, SEL) for å beskrive energien i en lydimpuls/hammerslag. Den samlede (kumulative) energien fra mange slag kan også beskrives ved å legge sammen energien til enkeltslag over en periode. Spisstrykket kan være omtrent 220 dB re 1 μPa 10 meter fra en påle med diameter på 0.75 cm og 200 dB re 1 μPa 300 meter fra en påle med diameter på 5 meter (Dahl et al. 2015). 1600 m fra pæling av en påle med diameter på ca 2.5 m ble det målt spisstrykk på 190 dB re 1 μPa og SEL på 165 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (Betke 2014). For pæling er spisstrykket typisk 20 - 25 dB høyere enn SEL.

Ved avstander på 1600 - 16 000 m fra pælingen er mesteparten av lyden i frekvensområdet rundt 50 -400 Hz, men lydnivået er høyere enn bakgrunnsstøyen fra under 20 Hz til ca 10 kHz (Betke 2014). Varigheten på lydimpulsene øker med avstand. 600 m fra kilden kan varigheten være ca 0.1 sekund, men 17 km fra kilden kan varigheten være ca 0.6 sekund (Betke 2014). Med 1 sekund mellom slagene vil lyden kunne oppfattes som kontinuerlig støy ved store avstander.

I utbyggingsfasen kan lyd fra konstruksjonsarbeid som pæling skade hørsel og skremme vekk mobile dyr, men tiltak som boblegardiner kan redusere lydnivået betydelig. Forskning på effekter av lyd fra vindkraftanlegg på marine dyr har primært fokusert på utbyggingsfasen, men likevel vet man fortsatt lite om påviste effekter på enkeltindivider kan føre til

effekter på populasjonsnivå.

Til konstruksjon av flytende turbiner brukes ikke pæling, men boring kan fortsatt være en del av konstruksjonsarbeid avhengig av hvilken ankermåte som blir brukt. Skipstrafikk vil øke i konstruksjonsfasen av alle havvindanlegg.

6.2.2 - Produksjonsstøy

Produksjonslyder er mye lavere enn lydene under konstruksjonsfasen, men dette er permanente lyder som vil være der så lenge vindturbinene er i drift. Lydnivået varierer og vil i stor grad påvirkes av vindstyrke (Pangerc et al. 2016).

Lyden som brer seg i luft fra rotasjonsbladene blir nesten fullstendig reflektert fra havoverflaten og får liten betydning under vann (Tougaard et al. 2009, Betke 2014). Under vann kommer støy fra vindturbiner hovedsakelig fra girkassen og fra generatoren som brer seg nedover tårnet og ut i vannet. Mekaniske deler som roterer resulterer ofte i ekstra høy lyd på smale frekvensbånd, der frekvensen er direkte knyttet til antall mekaniske svingninger/rotasjoner/vibrasjoner per sekund (toner).

Det er flere eksempler på målt produksjonsstøy fra vindturbiner i litteraturen, men det er ofte målt i ulike avstander fra en eller flere vindturbiner. Nær vindturbinene (1-50 m) er det forhøyet bakgrunnsstøy over et bredt frekvensspekter fra 10 - 1000 Hz i tillegg til at det er enkelte frekvenser som skiller seg ut med høyere toner (toner). Frekvensen til tonene avhenger av vindturbinetype og vindhastighet (Tougaard et al. 2009, Pangerc et al. 2016, Cheesman 2017, Wahlberg og Westerberg 2005). Ved større avstander (>100 m) ser man gjerne bare tonene som skiller seg ut (Betke 2014, Thomsen et al, 2006).

På Hywind Demo, som er en av de første flytende turbiner, ble det i tillegg til det lave kontinuerlige lyd fra turbinen malt høye transiente lyder som kommer sannsynligvis fra strekk i ankerkjettingene (JASCO).

Flere rapporter har nylig beskrevet effekten og kunnskapshull om effekter av støy i utbyggingsfase (Thomsen et al. 2016; Copping & Hemery 2020). Det blir argumentert at fordi støy i utbyggingsfasen er mye høyere enn støy i driftsfasen, er risikoen for påvirkning størst. Imidlertid er utbyggingsfasen begrenset i tid (måneder), mens produksjonsfasen mye mer langvarig (år,tiår) og støyen her kontinuerlig. Dette påvirker særlig de dyrene som lever i eller nært selve området til vindkraftanlegget (Tougaard et al. 2009; Marmo et al. 2013). Mange dyr, fra krepsdyr til hval hører, bruker, og kan bli forstyrret av lyd (f.eks. Hawkins og Popper 2017; Popper & Hawkins 2019; Kvasdheim et al. 2020). Støy kan dermed påvirke for eksempel predator-byttedyr interaksjoner (Simpson et al. 2016), reproduksjon (de Jong et al. 2020a) og hvordanvertebrater påvirker økosystemet (Solan et al. 2016). Det har vært vanskelig å finne en måte å kvantifisere artenes eksponering for kontinuerlig lyd i havet, men det har blitt foreslått å bruke en kombinasjon av andelen av en populasjon som utsettes for økt lydnivå og hvor mye av tiden populasjonen blir utsatt (Merchant et al. 2017). Den metoden gir en målestokk for hvor utbredt lydpåvirkningen er, men den er fortsatt avhengig av at man setter en grenseverdi hvorunder støynivået er antatt akseptabelt. Fordelen med å bruke denne metoden er at man kan planlegge vindkraftanlegg på et sted hvor man unngår overlapp med viktige populasjoner.

6.3 - Konsekvensvurdering

Støy kan sammen med andre effekter av havvindanlegg (eks endringer i elektromagnetiske felt og stømmønster) føre til at habitatet endres, som potensielt kan gi negative effekter som nedsatt reproduksjon og/eller økt dødelighet. For å få oversikt over de reelle effektene av havvind er det viktig å se effektene i sammenheng og trekke konklusjoner på populasjonsnivå.

For havvindkonsesjoner bør det derfor gjennomføres prosjektspesifikke evalueringer av mulige effekter på miljø og etableres overvåkingsprogram med relevante før- og etterundersøkelser for å skaffe et godt grunnlag om anleggenes påvirkning på marine organismer, både i anleggs- og driftsfasen. Kartlegging av bunntilknyttede organismesamfunn bør gjennomføres i de aktuelle områdene dersom slik informasjon mangler, og anleggene bør i minst mulig grad lokaliseres i områder med forekomster av viktige og sårbare ressurser og naturtyper, inkludert konsentrerte gyteområder og vandringsruter til økonomisk og økologisk viktige fiskebestander (de Jong et al. 2020b).

I utbyggingsfasen kan lyd fra konstruksjonsarbeid som pøling skade hørsel og føre til en skremmeeffekt for både fisk og sjøpattedyr, men tiltak som boblegardiner kan redusere lydnivået betydelig. For flytende vindturbiner kan det brukes sugeanker for å unngå boring. Det bør brukes forankringsmåter som ikke lager kraftig lyd ved bevegelse.

Kontinuerlig lavfrekvent støy fra turbinene i driftsfasen vil først og fremst påvirke dyrene inne i og nært vindkraftanleggene. Siden bunndyr etablerer seg i området og fisk ofte blir tiltrukket til anleggene, blir disse gruppene utsatt for produksjonsstøy over lengre tid. Kontinuerlig lavfrekvent støy kan påvirke atferd som, for eksempel, bunnmiksing, beiting, reproduksjon, antipredator adferd og kommunikasjon, men hvor stor disse effektene er sammenlignet med positive effekter av økt mattilgang og ly i vindkraftanlegg er ukjent. Det er også kunnskapshull omkring marine dyrs evne til å tilpasse seg støypåvirkninger over tid.

6.4 - Råd for støy ifm havvindanlegg

Kunnskapen om miljøeffekter av vindkraftanlegg til havs er fortsatt mangelfull, og derfor er det sannsynlig at rådene kommer til å endres de neste årene, etter hvert som mer kunnskap kommer til.

Da det er knyttet betydelig usikkerhet til omfanget av miljøeffekter fra havvindanlegg i norske farvann fraråder HI foreløpig utbygginger i områder som er spesielt viktige for ulike marine dyr. Dette omfatter gyteområder for fisk og kaste og beiteområder for sjøpattedyrarter. Utbygging bør også unngås i områder som er viktig for det marine økosystemet som for eksempel områdene rundt Lofoten, eller sårbare områder som korallrev.

Rådene som står oppgitt her er kun dem som er direkte knyttet til effekter av støy. Fullstendig liste over råd for utbygging av vindkraft til havs finnes i de Jong et al. 2020b.

- Havforskningsinstituttet fraråder vindkraftutbygging i områder som er spesielt viktig, som gyteområder og gyteendringsruter for aktuelle fiskebestander, kasteområder for sel og beiteområder for sjøpattedyr.
- Havforskningsinstituttet anbefaler bruk av støydempende tiltak som boblegardin under utbygging, og at man unngår utbyggingsarbeid i gyteperioder for fisk, samt beite og kasteperioder for sjøpattedyr, i og nær områder dette gjelder.
- Havforskningsinstituttet anbefaler bruk av materialer i fortøyning av flytende vindturbiner som lager minst mulig støy ved bevegelser av turbinene, f.eks unngå rykking og napping i ankerkjettingen.
- Havforskningsinstituttet anbefaler innsamling av data for å undersøke i hvilken grad, vindkraftanlegg endrer lydbildet. Innsamlete data bør være åpent tilgjengelig.

6.5 - Referanser

Betke K. 2014. Underwater construction and operational noise at alpha ventus. In: Federal Maritime and Hydrographic Agency, Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (eds) Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Springer Spektrum, Wiesbaden.

Cheesman S. 2016. Measurements of Operational Wind Turbine Noise in UK Waters. In The Effects of Noise on Aquatic Life II (pp. 153–160). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_18.

Copping AE, Hemery LG. 2020. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES).

Dahl PH, de Jong CAF, Popper AN. 2015. The Underwater Sound Field from Impact Pile Driving and Its Potential Effects on Marine Life. *Acoustics Today*, 11, 18–25

de Jong, K., Forland, T. N., TN, Amorim, M. C. P., MCP, Rieucan, G., Slabbekoorn, H. and, Sivle, L. D. (2020a). LD. 2020. Predicting the effects of anthropogenic noise on fish reproduction from available data: the importance of types of noise and stages of reproduction.. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 30:245-268 . doi: 10.1007/s11160-020-09598-9.

de Jong, K., Steen, H., Forland, N. F., Wehde, H., Nyqvist, D., Palm, A.C.U., Nilssen, K.T., Albretsen, J., Falkenhaus, T., Biuw, M., Buhl- Mortensen, L. Sivle, L.D. (2020b) Potensielle effekter av havvindanlegg på havmiljøet. Rapport fra Havforskningen 2020-42. ISSN:1893-4536. 42 pp

Kvadsheim PH, Forland TN, de Jong K, Nyqvist D, Grimsbo E, Sivle LD. 2020b. Effekter av støyforurensning på havmiljø - kunnskapsstatus og forvalningsrådgiving. FFI-Rapport 20/01015.

Merchant ND, Faulkner RC, Martinez R. 2017. Marine Noise Budgets in Practice. Conservation Letters, 11, e12420. doi: 10.1111/conl.12420.

Marmo B, Roberts I, Buckingham MP, King S, Booth C 2013. Modelling of Operational Offshore Wind Turbines including noise transmission through various foundation types, Scottish Government Edingburgh

Pangerc T, Theobald PD, Wang LS, Robinson SP, Lepper PA. 2016. Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine. The Journal of the Acoustical Society of America, 140(4), 2913–2922. <https://doi.org/10.1121/1.4964824>

Popper AN, Hawkins AD. 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. Journal of Fish Biology, 94, 692–713. doi: 10.1111/jfb.13948.

Simpson SD, Radford AN, Nedelec SL, Ferrari MC, Chivers DP, McCormick MI, Meekan MG. 2016. Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. Nature Communications, 7, 10544. doi: 10.1038/ncomms10544.

Solan M, Hauton C, Godbold JA, Wood CL, Leighton TG, White P. 2016. Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sedimentdwelling invertebrates mediate ecosystem properties. Scientific reports, 6, 20540.

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

Tougaard J, Henriksen OD, Miller LA. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. The Journal of the Acoustical Society of America, 125, 3766–3773. <https://doi.org/10.1121/1.3117444>.

Verfuß T. 2014. Noise mitigation systems and low-noise installation technologies. In: Federal Maritime and Hydrographic Agency, Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (eds) Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Springer Spektrum, Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-02462-8_16.

Wahlberg M, Westerberg H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. Marine Ecology Progress Series, 288, 295–309. <https://doi.org/10.3354/meps288295>.

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

Havforskningsinstituttet fraråder seismikk-undersøkelser i og tett opptil gyteområder for en rekke viktige fiskebestander i gyteperioden og i viktige beiteområder for noe arter av bardehval i beiteperioden. Havforskningsinstituttet fraråder også elektromagnetiske undersøkelser (EMU) i gytevandringsområder i periodene hvor disse foregår.

7.1 - Grunnlag for fraråding for fisk

Kart for gyteområder, gytevandringer og beiteområder gjennomgås årlig sammen med bestandsansvarlige personer for hver av fiskebestandene. Om det i løpet av året er kommet inn relevant ny kunnskap, vil kartene oppdateres. I tillegg foregår en vurdering av hvilke bestander som skal inkluderes i frarådingen, og det settes opp en liste over disse bestandene. Denne vurderingen tas på grunnlag av følgende:

Kommersiell viktighet: Hovedsakelig gis råd for fiskebestander underlagt fiskeriforvaltning for kommersiell utnyttelse. Det er også for disse bestandene man har best grunnlag for å vite noe om gyteområde og gyteperiode, da det jevnlig, ofte flere ganger pr år, gjennomføres overvåkningstokt for disse.

Annet grunnlag: Bestander som er antatt å ha en nøkkelrolle i økosystemet (f.eks. som næringsgrunnlag for fisk, sjøpattedyr og sjøfugl), eller av ulike grunner er under sterkt vern (f.eks. truet, rødlistet), dersom det eksisterer tilstrekkelig grunnlagsdata for å bestemme et konkret område som er viktig å verne.

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 lang periode. For bestander som har store gyteområder, vil en seismikkundersøkelse bare forstyrre en liten del av bestanden og gir derfor ikke grunnlag for fraråding. For en del bestander, særlig i Nordsjøen, er det kartlagt hvilke områder og perioder 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 og ikke hele gyteområdet.

I tillegg er første del av gyteperioden ansett som mer sårbar enn siste del av gyteperioden. Dette skyldes at om fiske skremmes bort fra gyteplassen tidlig i sesongen, er det få fisk som har gytt. Senere i gytesesongen er større andel av bestanden ferdig å gyte, og konsekvensene ved at fisken da forlater gyteplassen er mindre. For arter med definert tid for konsentrert gyteperiode og tid for «toppgyting» frarådes seismikk fra gytingen starter (bruker start for generell gyteperiode og ikke for konsentrert), og vi fraråder til og med «gytetoppen» eller den konsentrerte gyteperioden er over.

Gytevandring: Konsentrerte gytevandringer inn mot gytefeltene finnes for ulike bestander, men det er hovedsakelig for bestandene NEA torsk, NVG sild og lodde det finnes tilstrekkelig kunnskap om hvor og når denne vandringen finner sted.

7.2 - Grunnlag for fraråding for hval

Tilsvarende som for fisk, gjennomgås også kunnskapsgrunnlaget for beiting hos bardehval sammen med ansvarlige fagpersoner årlig. Kart over viktige beiteområder oppdateres dersom ny kunnskap kommer til. På samme måte som for fisk vurderes det hvilke bestander som skal inkluderes i frarådingen. Denne vurderingen tas på grunnlag av følgende:

Grad av sårbarhet for forstyrrelser i beiting:

Bardehvaler bruker lavfrekvent lyd i sin kommunikasjon, og kommer til Barentshavet for å beite. Her bedriver de et svært intensivt beite, avhengig av tette konsentrasjoner av zooplankton/fisk.

Tannhval kommuniserer med høyere frekvenser, og de fleste artene av tannhval er i norske farvann året rundt, og hovedsakelig fordelt over større områder. Disse har ikke like intensiv beiting i en konsentrert periode på året, derfor

regnes de som mindre sårbare for en midlertidig beiteforstyrrelse som seismikk muligens medfører.

Av overnevnte grunner er det bardehvalenes, og ikke tannhvalenes beiteområder som er inkludert i frarådingen.

Av bardehvalene er det k nølhval, vågehval og finnhval som er mest tallrike i norske farvann, og også dem man har mest kunnskap om. Beiteområdene til disse tre artene er derfor inkludert i frarådingskartene for seismikk for de perioder det foregår intensivt beite.

Annet grunnlag:

I tillegg har vi noen særlig sårbare/truete arter; nebbhval, narhval og grønlandshval. Disse har vi mindre kunnskap om, men grunnet sin sårbarhet tas de likevel med i frarådingen. Imidlertid lever disse i områder hvor det ikke drives med kommersiell seismikk, men det kan forekomme f.eks vitenskapelige undersøkelser.

Parringsområder for sjøpattedyr kan også anses som sårbare, men dette er det liten eller ingen kunnskap om. Generelt antas bardehval å parre seg og kalve i tropiske strøk, Tannhval som oppholder seg hele året i Norge, parrer seg sannsynligvis også her, men man kjenner ikke til hvor dette foregår.

Beiteområder for bardehval

Kunnskap om beiteområder i Barentshavet kommer hovedsakelig fra årlige telletokt i regi av Havforskningsinstituttet, som viser utbredelsen av ulike arter i perioden juni-aug, i tillegg til det årlige økosystemtoktet i perioden aug-okt. Forståelsen av utbredelse i tid og rom er ispedd observasjoner fra foto ID, rapporterte observasjoner fra fiskefartøy og andre vitenskapelige tokt uten dedikerte observatører), samt ved å kartlegge hvalturisme.

Knølhval. Denne arten har hatt en dramatisk økning i antall de siste fem år. I perioden juni-aug finnes knølhvalen finnes i store konsentrasjoner rundt Bjørnøya (Leonard og Øien 2020a,b), mens på sensommeren (aug-okt) er den svært tallrik i området øst av Spitsbergen (Olgabassenget) (Mauritzen et al. 2011, WGIBAR 2018, 2020). I tillegg har det de siste 10 år blitt observert stadig mer hval som beiter også på vinterstid i norske farvann. Denne beitingen er knyttet til overvintrende sild i fjorder hovedsakelig i Troms. Denne er ikke kartlagt systematisk på samme måte som i Barentshavet, og på nåværende tidspunkt ikke overlappende med områder som er åpnet for seismikk. Derfor er disse områdene pr 2021 ikke inkludert i frarådingskartene.

Finnhval. Beiter hovedsakelig vest av Spitsbergen, samt i området mellom Bjørnøya og Spitsbergen i perioden juni-aug (Leonard og Øien 2020a,b). Også finnhval finnes i stort antall på østsiden av Spitsbergen på sensommer og høst (aug-okt) (Mauritzen et al. 2011, WGIBAR 2018, 2020).

Vågehval har en større variasjon i høytetthetsområder, og har større variasjon i oppholdsområder fra år til år enn de to andre artene. De finnes hovedsakelig i de samme oppholdsområdene som de to overnevnte artene, men grunnet en mer opportunistisk diett ofte mer varierende (Skaug et al. 2014; Solvang et al. 2014). I 2020 var mer vågehval observert i østlige områder og mindre rundt Bjørnøya, muligens grunnet høyt beitepress rundt Bjørnøya fra store mengder knøl- og finnhval (Nils Øien, pers komm).

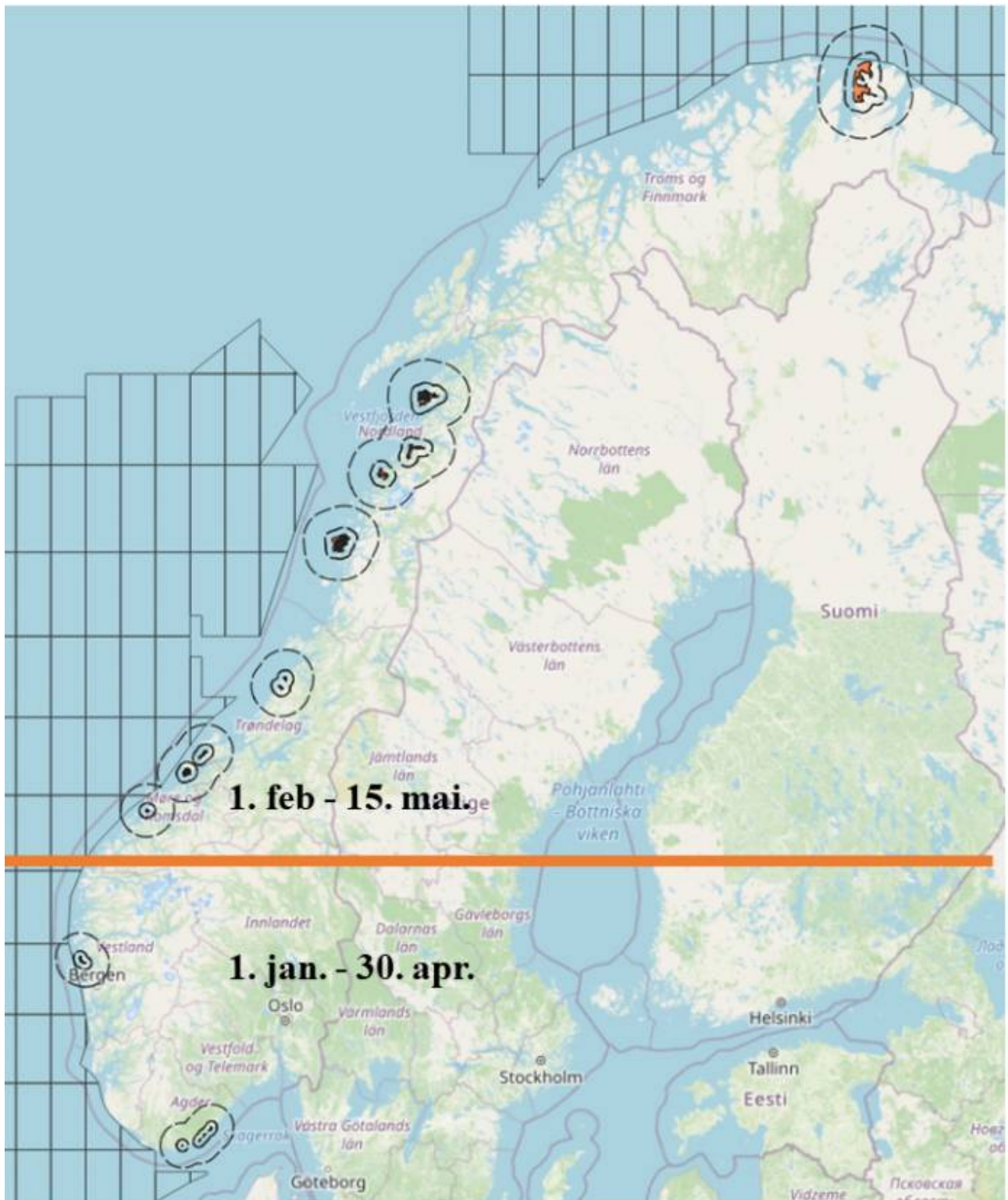
7.3 – Frarådingskart for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser

Endringer fra 2020 – 2021

Kysttorsk

Kysttorsken er en art under press (Aglén et al. 2020). Kysttorsken har tidligere ikke blitt tatt med i rådgivningen fordi den gyter ofte mellom holmer og skjær og i fjorder, hvor det aldri eller sjelden skytes seismikk. Likevel vil gyteområder som ligger ut mot åpne tidvis bli eksponert for seismikk som kan medføre adferdsrespons, dersom undersøkelser er 20 nmi eller nærmere. Særlig på grunn av bestandens dårlige forfatning er derfor de mest eksponerte gyteområdene tatt med fra 2021. Disse er igjen inndelt i to områder, nord og sør av 62°, pga. en forskjell i gyteperioder. Figur A1.1

viser de tilleggsområder som er lagt til frarådingskartene.



Figur A1.1. Eksponerte gyteområder for kysttorsk som er lagt til frarådingskartene fra 2020. Disse vil gjelde for kartene som har gyldighet i perioden 1.feb til 15.mai (nord for 62°N) og 1.jan til 30.april (sør for 62°N).

Frarådingskart

Siden 2018 har HI benyttet såkalte frarådingskart. Disse kartene er en fremstilling av hvilke områder som til enhver tid er frarådet å drive seismikk eller elektromagnetiske undersøkelser. Frarådingskartene er en sammenslåing av ulike kartlag, som hver representerer et gyte- eller beiteområde. Kartene laget med en gyldighetsperiode for 2 uker, og kartlagene utgjør da gyte/beitekartene for de bestander som gyter/beiter i denne 2 ukers bolken. Eks. så består frarådingskart for 1-15. jan av gytekartene til alle bestander fra listen som gyter i perioden 1-15 jan; (nordsjøtorsk, sei, øyepål, kysttorsk sør, tobis), fisk som har gytevandring i denne perioden (torsk) og hval som har intensivt beite i perioden (ingen) (tabell A1.1). Rundt alle frarådingskartene ligger også en buffersone på 20 og 5 nmi, som brukes for henholdsvis ordinære seismikk undersøkelser og borestedsundersøkelser.

Bestander og kartlag som rådgis for, og er inkludert i frarådingskartene for 2021 er angitt i tabell A1.1.

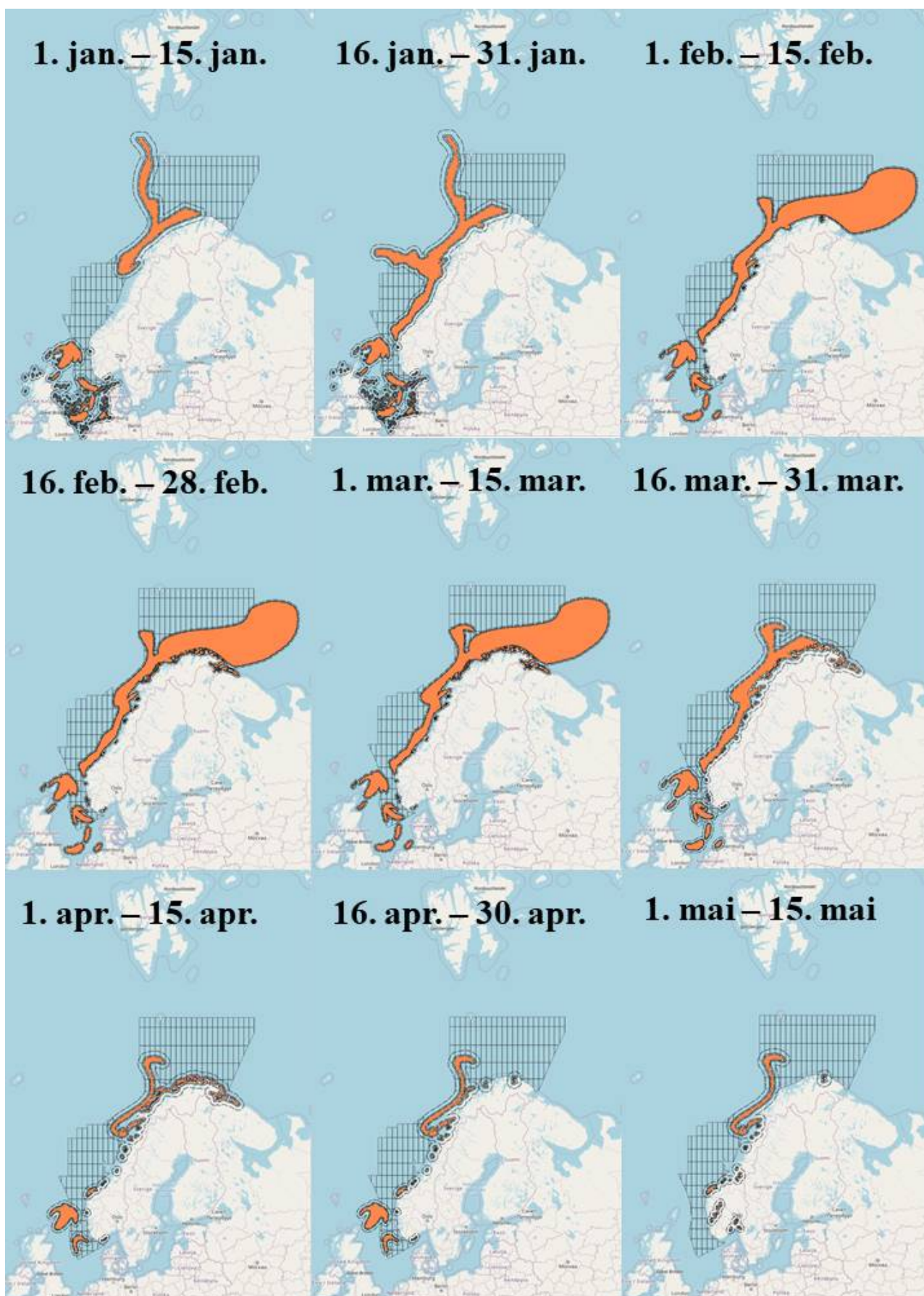
Tabell A1.1. Liste over bestander som rådgis for i 2021, samt hvilke perioder som frarådes for hver av disse.

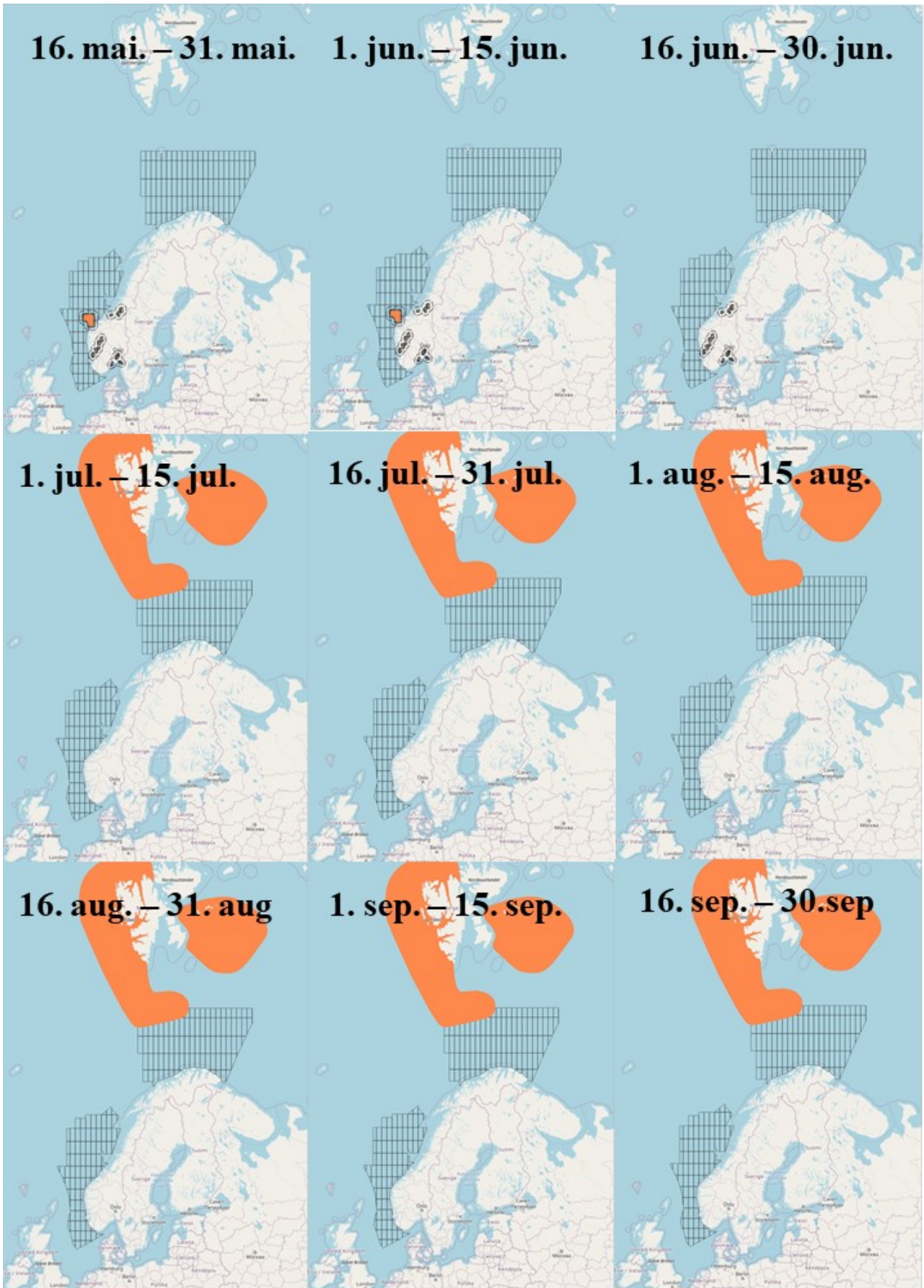
| Seismikk/EMU | Art | Sårbar aktivitet | kartlagnavn | Periode for fraråding |
|--------------|----------------|------------------|---|-----------------------|
| Seismikk | Nordsjøtorsk | Gyting | Nordsjøtorsk_gyteomrade_hoy_konsentrasjon.7 | 1. jan. - 31. mar. |
| Seismikk | Sei | Gyting | Sei_gyteomrade_hoy_konsentrasjon.9 | 1. jan. - 31. mar. |
| Seismikk | Øyepål | Gyting | Oyepaal_gyteomrade_hoy_konsentrasjon.5 | 1.jan. - 30. apr. |
| Seismikk | Kysttorsk sør | Gyting | Gytefelt Torsk MB * | 1. jan. - 30. apr. |
| Seismikk | Tobis | Gyting | Tobis_gyteomrade.3 | 1. des. -31. jan. |
| Seismikk | Blåkveite | Gyting | blaakveite_gyte.4 | 1. des. -31. jan. |
| Seismikk | NVG Sild | Gytevandring | nvg_sild_vandring_havet.1 | 15. jan. - 31. jan |
| Seismikk | NVG Sild | Gytevandring | nvg_sild_vandring_kyst.1 | 15. jan. - 31. mar. |
| Seismikk | NVG Sild | Gyting | nvg_sild_gyte | 1. feb. - 31. mar. |
| Seismikk | Lodde | Gytevandring | lodde_gytevanding | 1. feb - 15. mar. |
| Seismikk | NEA sei | Gyting | sei_nea_gyte | 1. feb - 31. mar. |
| Seismikk | Nordsjøhyse | Gyting | Nordsjøhyse_gyteomrade_hoy_konsentrasjon | 1. feb - 30. apr. |
| Seismikk | Kysttorsk nord | Gyting | Gytefelt Torsk MB * | 1. feb - 15. mai |
| Seismikk | Lodde | Gyting | lodde_gyte | 15.feb - 15. apr. |
| Seismikk | NEA hyse | Gyting | hyse_nea_gyteomrade | 1. mar. - 15. mai. |
| Seismikk | NEA Torsk | Gyting | torsk_nea_gyte | 15.mar - 30. apr. |
| Seismikk | Brisling | Gyting | Brisling –(berreindre del av fjord) | 1. mai - 30. jun. |
| Seismikk | Hval | Beiting | seismikk_beitekart_hval_spitsbergen | 1. jul. - 30. sep. |
| Seismikk | Hval | Beiting | seismikk_beitekart_hval_olga_bassenget | 1.jul - 30. nov. |
| | | | | |
| EMU | Torsk | Gytevandring | torsk_nea_vandring | 1. jan. - 31. mar. |
| EMU | Sild | Gytevanding | nvg_sild_vandring_havet.1 | 15. jan -31. jan. |
| EMU | Sild | Gytevanding | nvg_sild_vandring_kyst.1 | 15. jan - 31. mar. |

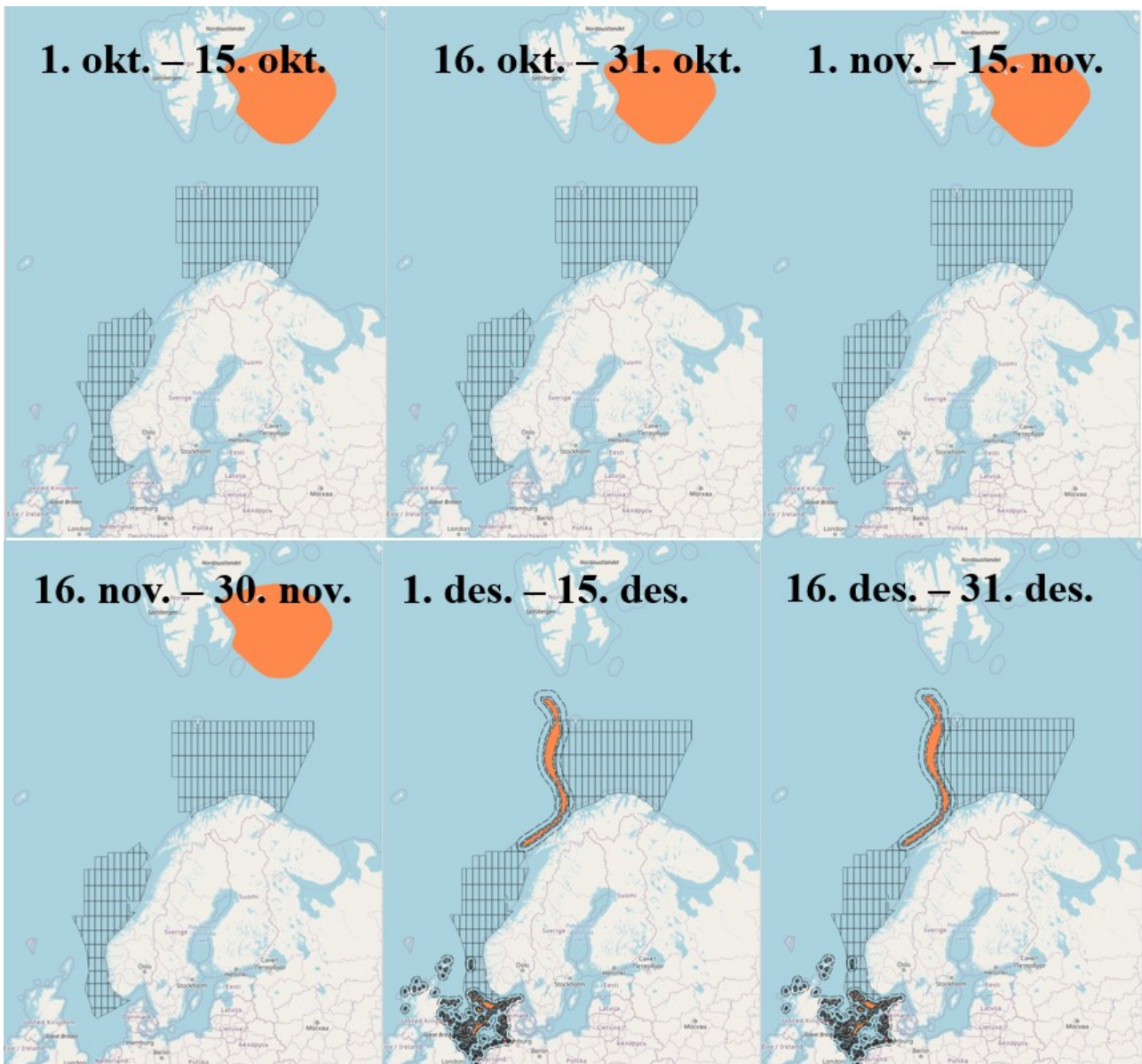
* I samarbeid med Havforskningsinstituttet lagrer og publiserer Fiskeridirektoratet et datasett som viser kystnære gytefelt av torsk. Kartlagnavn på Fiskeridirektoratet sitt kartapplikasjon er "Gytefelt Torsk MB". Dataene ble nedlastet

den 11/11/2020.

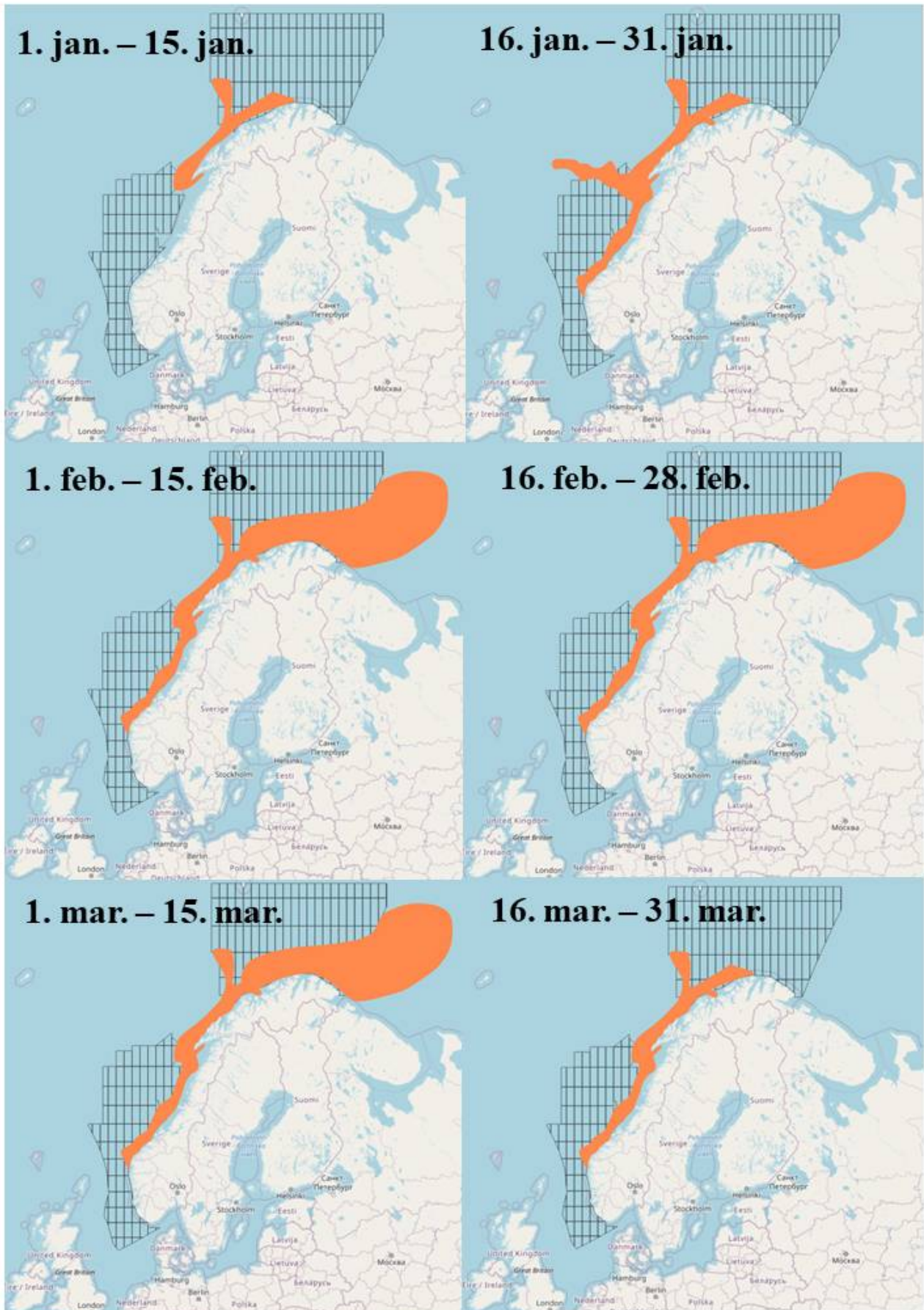
Kartene for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser for alle periodene gjennom året er vist i figur A1.2 og A1.3.







Figur A1.2. Frarådingskart for seismikk for 2021.



Figur A1.3. Frarådingskart for elektromagnetiske undersøkelser. Etter 31.mars er det ingen frarådning for denne typen undersøkelser.

Seismikkselskaper og andre ønsker gjerne tilgang til digitale versjoner av disse kartene, blant annet til bruk i planlegging av undersøkelser. Vi har derfor her gitt en beskrivelse av hvordan man kan få tilgang til disse.

Nedlasting av frarådingskart

Personer som er pålogget HI sitt nettverk kan finne kartene her:

<http://gs-data1.hi.no:8080/geoserver/web/>

Personer utenfor HI har to forskjellige måter å få tilgang. (lenkene vil ikke fungere innenfor HI nettverket.)

De som bruker GIS programvare kan kople til serveren direkte med

<https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetCapabilities>

og/eller

<https://kart.hi.no/data/ows?service=wms&version=1.3.0&request=GetCapabilities>

Alle kartlag for 2021 kan lastes ned pr. kartlag som shapefil med disse adresser:

<https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=fraraadning&outputFormat=SHAPE-ZIP>

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0101_0115&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0115_0131&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0201_0215&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0215_0228&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0301_0315&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0315_0331&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0401_0415&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0415_0430&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0501_0515&outputFormat=SHAPE-ZIP

https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0515_0531&outputFormat=SHAPE-ZIP

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0601_0615&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0601_0615&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0615_0630&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0615_0630&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0701_0715&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0701_0715&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0715_0731&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0715_0731&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0801_0815&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0801_0815&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0815_0831&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0815_0831&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0901_0915&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0901_0915&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0915_0930&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_0915_0930&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1001_1015&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1001_1015&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1015_1031&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1015_1031&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1101_1115&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1101_1115&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1115_1130&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1115_1130&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1201_1215&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1201_1215&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1215_1231&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=seismikk_1215_1231&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0115_0131&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0115_0131&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0201_0215&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0201_0215&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0215_0228&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0215_0228&outputFormat=SHAPE-ZIP)

[https://kart.hi.no/data/ows?
service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0301_0315&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://kart.hi.no/data/ows?service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0301_0315&outputFormat=SHAPE-ZIP)

<https://kart.hi.no/data/ows?>

[service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0315_0331&outputFormat=SHAPE-ZIP](https://wfs.gov.no/service=wfs&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=emu_0315_0331&outputFormat=SHAPE-ZIP)

7.4 - Referanser

Mauritzen, M., Johannesen E., Bjørge, A. and Øien, N. 2011. Baleen whale distributions and prey associations in the Barents Sea. *Mar. Eco Prog Ser* Vol. 426: 289–30. doi: 10.3354/meps09027

Leonard, D. M. & Øien N. (2020a). Estimated abundances of cetacean species in the Northeast Atlantic from Norwegian Shipboard surveys conducted in 2002-2013. *NAMMCO Scientific publications 11* . <https://doi.org/10.7557/3.4695>

Leonard, D. M. & Øien N. (2020b). Estimated abundances of cetacean species in the Northeast Atlantic from Norwegian Shipboard surveys conducted in 2014-2018. *NAMMCO Scientific publications 11* . <https://doi.org/10.7557/3.4694>

Skaug, H.J., Øien, N., Schweder, T., Bøthun, G. 2014. Abundance of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in the Northeast Atlantic: variability in time and space. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 61:871-886. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.044>.

Solvang, H., Skaug, H.J., Øien, N. 2014. Abundance of minke whales in the Northeast Atlantic based on survey data collected over the period 2008-20013. Report.

WGI Bar 2020. Annex 4: The state and trends of the Barents Sea ecosystem in 2019 ICES SCIENTIFIC REPORTS 2:30.

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.

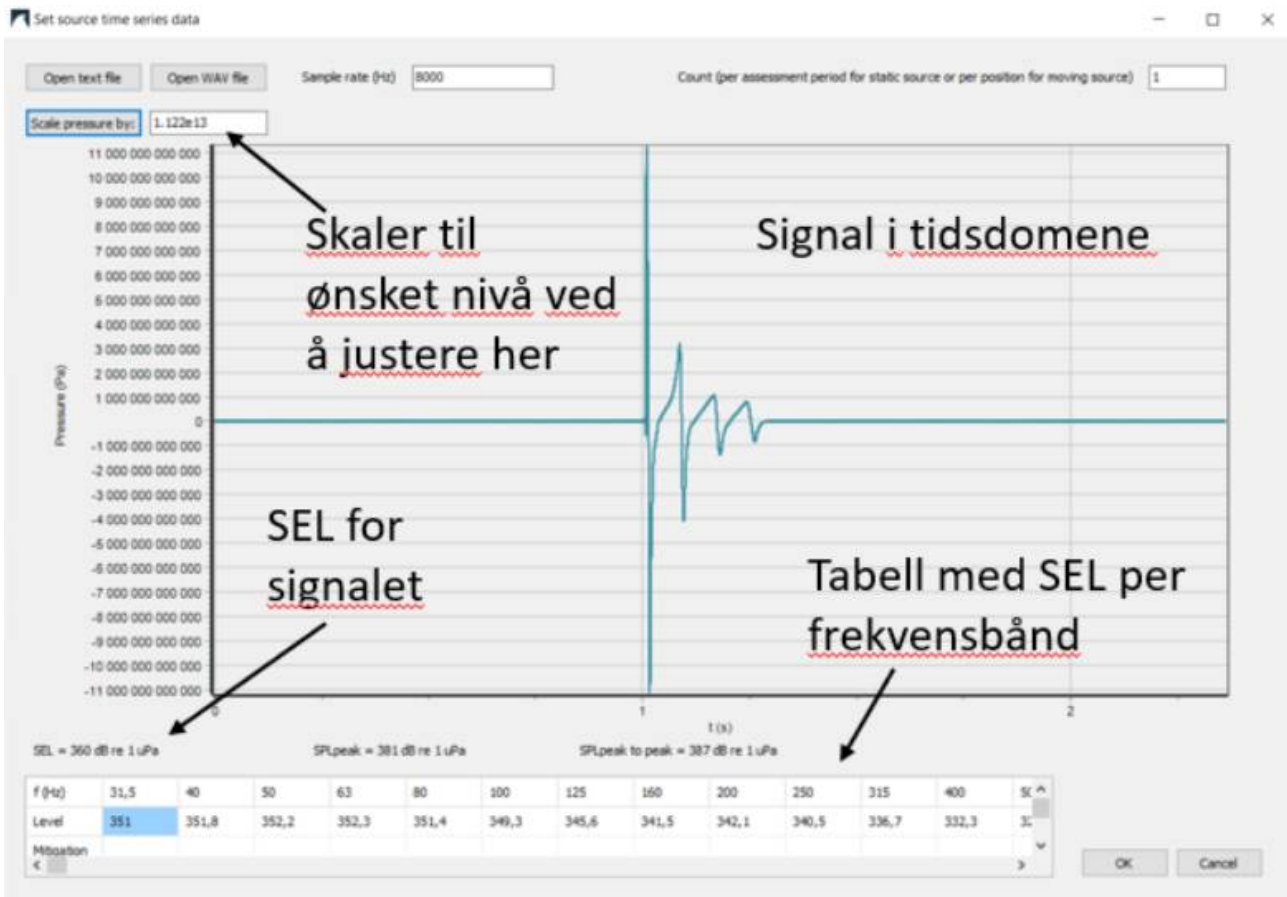
Ulike regnemodeller passer til ulike situasjoner, blant annet frekvens og dyp kan være avgjørende for hvilken modell som bør velges (Farcas et al. 2016). dBsea har 5 ulike regnemodeller (solvers) som vi kan velge mellom for å beregne lydutbredelsen. Først ble de ulike regnemodellene testet. 3 av regnemodellene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

- Parabolic: Basert på parabolisk 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 (Hovem, Tronstad, et al. 2012). Denne modellen lar ikke stråler gå inn i bunnen, men tar hensyn til bunnen i refleksjonskoeffisienten. Beregninger i tidsdomenet.

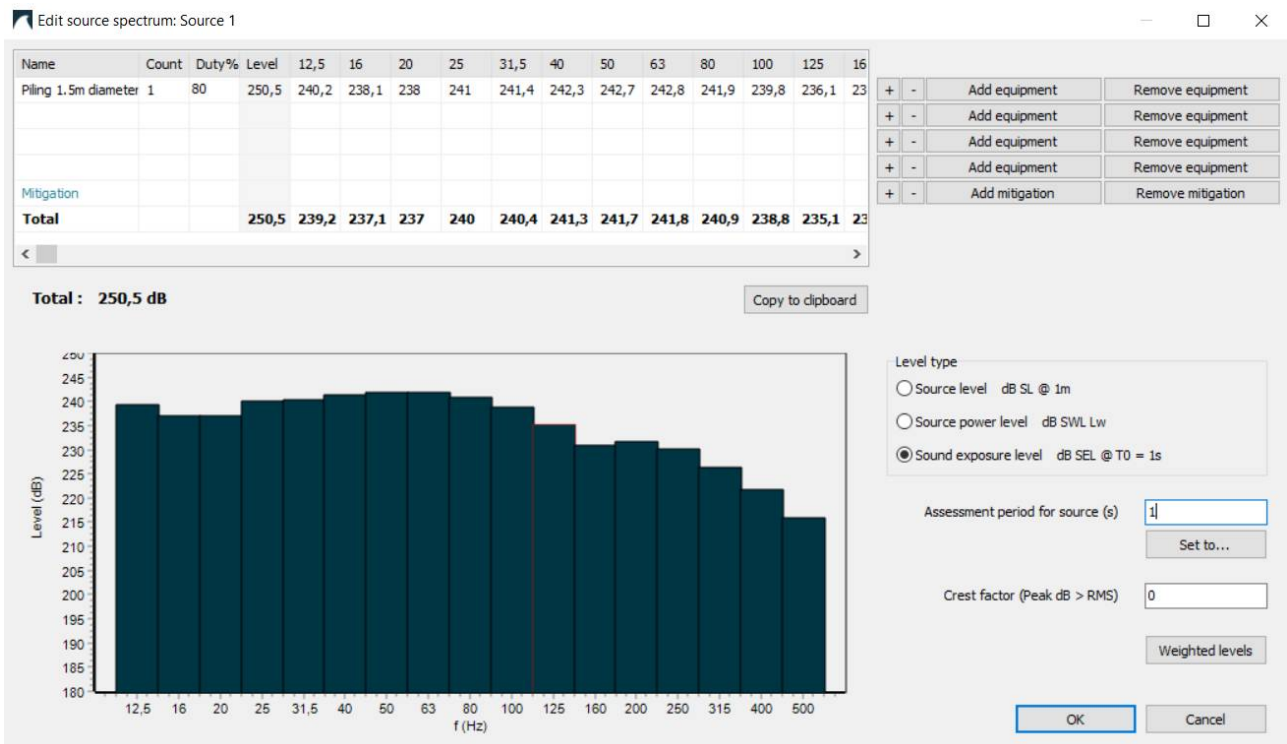
Ray tracing er den eneste regnemodellen som gjør beregningene i tidsdomenet. For denne regnemodellen er det mulig å legge inn kildesignalet direkte som en signal-snutt i en wav eller csv-fil. I forbindelse med at vi testet denne modellen fikk vi noen eksempel-filer på kildesignal av Jurgen Wissenberger i Equinor, sammen med en fremgangsmåte for bruk i dBSea for ray tracing. Vi justerte kildesignalet 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 frekvensbånd 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 overflaterrefleksjonen 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 overflaterrefleksjonen 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 inn ved å skrive inn en verdi per frekvensbånd i tabellen.

Tester ulike områder

- Nordkappbanken
- Vesterålen
- Norskehavet lenger sør
- Nordsjøen sør

Vi valgte å bruke samme kildenivå som brukt i Handegard et al. (2013), oppgitt som SEL=250.5 dB re 1 uPa_{2s}.
Bunnkart for de ulike havområdene ble hentet fra <http://portal.emodnet-bathymetry.eu/>.



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 Løkkeborg 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 Vesterålen. Lydhastighetsprofilen 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 parametre som gitt i Tabell A2.2. Lydhastighetsprofilene er vist i Tabell A2.1

Tabell A2. 1: Lydhastighet i vannkolonne

| Vesterålen (basert på Løkkeborg et al. 2012) | | Nordkappbanken (basert på Engås et al. 1996) | |
|--|--------------------|--|--------------------|
| Dyp (m) | Lydhastighet (m/s) | Dyp (m) | Lydhastighet (m/s) |
| 0 | 1495 | 0 | 1467 |
| 100 | 1478 | 453 | 1471 |
| 300 | 1485 | | |
| 500 | 1487 | | |
| 2824.7 | 1487 | | |

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

| Sted | Lydhastighet i vannkolonne (m/s) | Dybde | Tetthet i bunn (kg/m ³) | Demping i bunn | Lydhastighet i bunn (m/s) |
|--------------------|----------------------------------|-----------|-------------------------------------|----------------|---------------------------|
| 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:

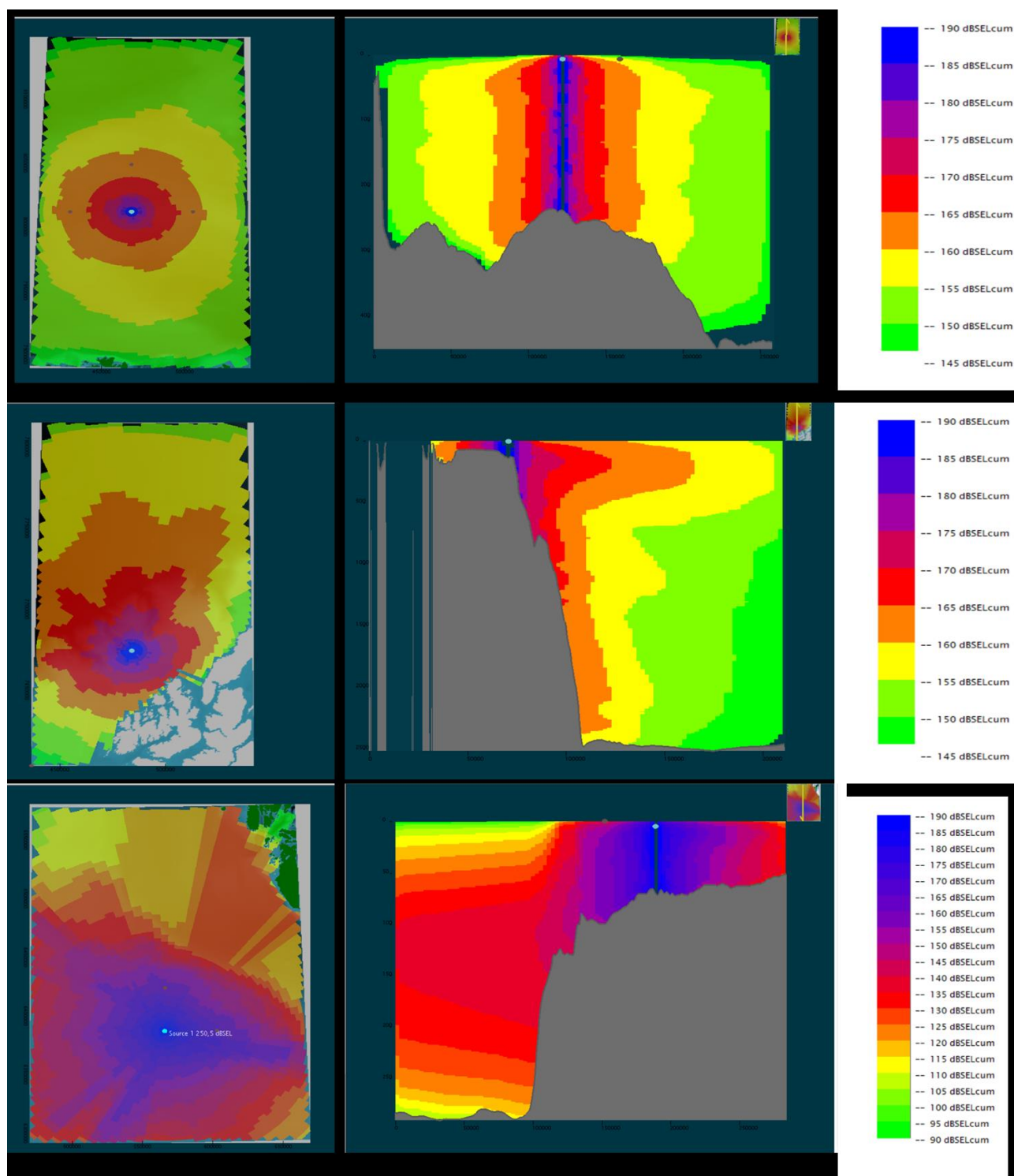
Vår interesse var hovedsakelig hvordan lydnivået endret seg med avstand, spesielt rundt 5 og 20 nmi fra kilden som er grensene vi bruker i seismikkrådgivningen. For å finne svaret på dette brukte vi plottefunksjonen «Radial», som gir lydnivået (SEL) som funksjon av avstand for ulike retninger. Et eksempel 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 (Handegard, Tronstad og Hovem 2013) 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.

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. Størrelsen 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 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ved 28 m dyp for normal modes regnemodellen, men for ray tracing regnemodellen ligg nivået på 167-168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

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 lydshastighetsprofilen å gjøre. Ved 20 nmi er SEL 145-165 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ for ray tracing regnemodellen, men for normal modes regnemodellen er SEL 120-196 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. 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. Imidlertid 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 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 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 bunnparametere 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.

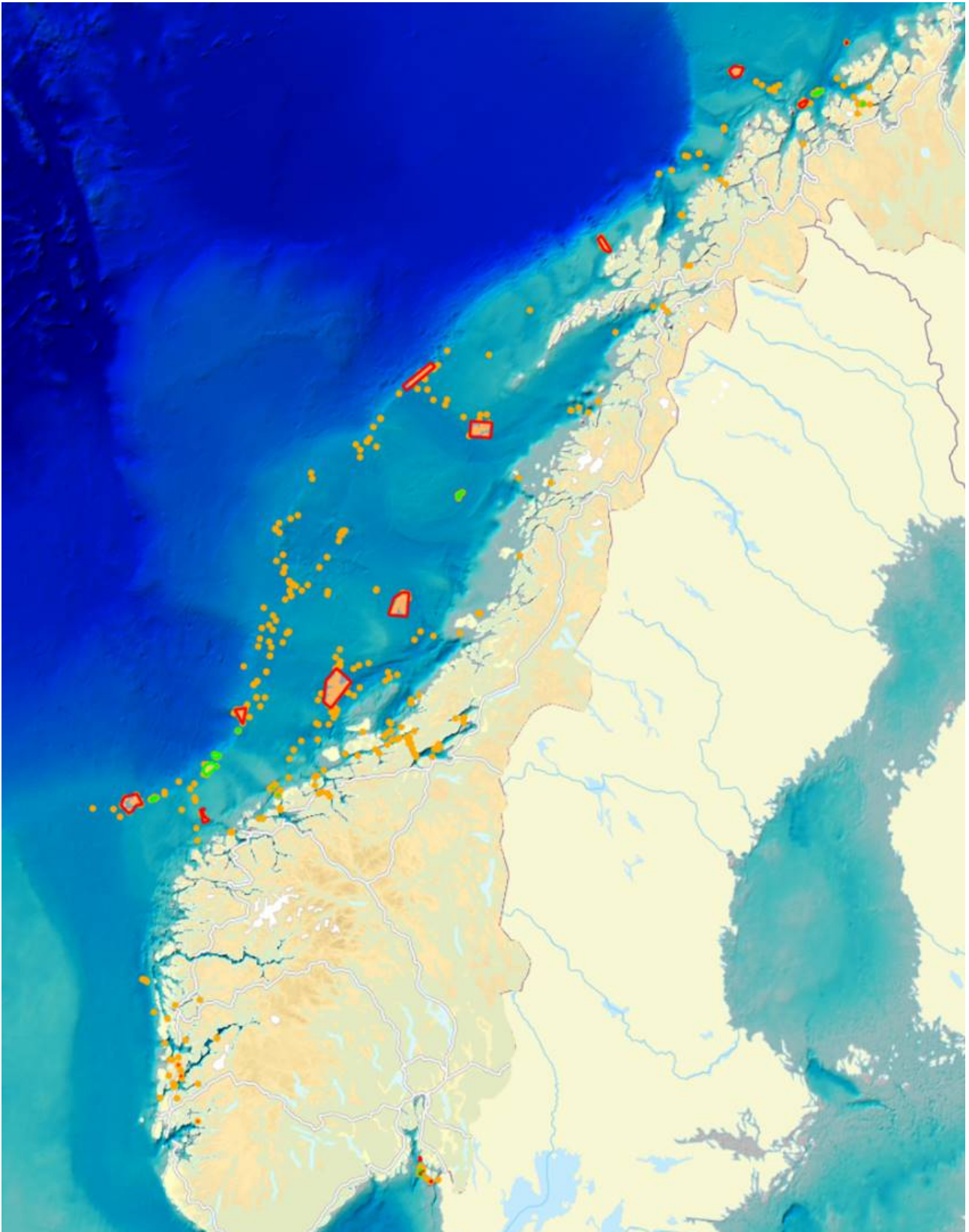
9 - Vedlegg III: Korallrev og vernede områder - hvorfor det er viktig å beskytte revet mot utstyr som blir plassert på bunnen?

Den norske sokkelen, fra Stadt opp til Ingøydjupet vest for Nordkapp, er på mange måter karakterisert av sine utallige og ekstremt velutviklede korallrev, bygget av arten *Lophelia pertusa*. *Lophelia* er den vanligste revdannende dypvannskorallen i verden, men arten er særlig vanlig på norsk sokkel. Av alle registrerte forekomster av *Lophelia* globalt, så utgjør de norske 30%. Norge er derfor å regne som et kjerneområde for arten.

Korallrev fyller flere av de kriterier som definerer et sårbart økosystem. Korallrevene har en stor funksjonell signifikans ettersom de er levested for tusentalls andre arter og spiller en svært viktig rolle i karbonsyklusen i havet (Freiwald mfl 2012, Cathalot mfl 2015). *Lophelia* har lav motstandsdyktighet mot lokal endring i miljøforhold fordi den er fastsittende. I tillegg har arten en lav evne til å bygge opp ny bestand etter endt påvirkning. Den har uregelmessig rekrutering og langsom vekst (en korallkoloni vokser omtrent 1 cm per år), det vil derfor ta 100 til 1000-tals år å bygge opp nye populasjoner eller rev hvis de ødelegges (Mortensen & Rapp 1998, Rogers 1999, Roberts 2009, Brook & Järnegren 2013).

Revene er skjøre og mange rev har tidligere blitt ødelagt av bunntråling med tungt bunn gear (Hall-Spencer mfl 2002, Fosså mfl 2002). Korallrev bygget av *Lophelia* står derfor på Norsk Rødliste for naturtyper og er listet som et truet og minkende habitat av OSPAR kommisjonen. Allerede i 1999 etablerte Fiskeriforvaltningen tiltak for å beskytte revene mot ødeleggelse av bunnfiske. I 2004 hadde 9 korallrevområder fått særskilt beskyttelse mot bunntråling gjennom utøvelsesforskriftens § 66 og i 2016 ble dette utvidet til å gjelde 18 områder (Fosså mfl 2015). I tillegg står det i forskriften: For å beskytte korallrev mot ødeleggelse som følge av fiskeriaktivitet, og derigjennom bidra til en forsvarlig ressursforvaltning blant annet ved å sikre reproduksjons- og oppvekstområder for mange fiskeslag, må det utvises særlig aktsomhet ved fiske i nærheten av kjente forekomster av korallrev. Det er forbudt å ødelegge rev med hensikt.

Hi fraråder ikke seismikkundersøkelser i områdene med koraller, men for undersøkelser som skal plassere utstyr på bunnen i disse områdene råder vi til å bruke visuelt utstyr for å være sikker på at en ikke ødelegger koraller.



Figur A3.1. Utbredelse av kaldtvannskorallen *Lophelia pertusa* på den norske kontinentalsokkel. Oransje prikker viser lokaliteter med dokumenterte/verifiserte forekomster av *Lophelia pertusa*, grønne polygoner viser kjente, kartlagte korallrev bygget av *Lophelia pertusa*, røde polygoner viser forbudsområder, det vil si områder der korallrev er vernet mot fiske og hvor det råder et forbud mot bruk av redskap som slepes under fiske.

9.1 - Referanser

Brooke S, Järnegren J (2013) Reproductive periodicity of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* from the Trondheim Fjord, Norway *Journal of Marine Biology* 160:139-153.

Cathalot C, Van Oevelen D, Cox T, Kutti T, Lavaleye M, Duineveld G, Meysman FJR (2015) Cold-water coral reefs: hotspots of benthic carbon cycling in the deep-sea. *Frontiers in Marine Science* 2:37. doi:10.3389/fmars.2015.00037

Fosså JH, Mortensen PB, Furevik D (2002) The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impact. *Hydrobiologia* 471:1-12.

Fosså JH, Kutti T, Buhl-Mortensen P, Skjoldal HR (2015) Vurdering av Norske korallrev. Rapport fra Havforskningen 8-2015, 64 pp.

Freiwald A, Beuck L, Wisshak M (2012) Korallenriffe im kalten Wasser des Nordatlantiks - Entstehung, Artenvielfalt und Gefährdung. In: Beck E (ed) *Die Vielfalt des Lebens*. Wiley-VCH, Weinheim, pp 89-96.

Hall-Spencer J, Allain V, Fosså JH (2002) Trawling damage to Northeast Atlantic ancient coral reefs. *Proceedings of the Royal Society of London B* 269: 507-511.

Mortensen PB, Rapp HT (1998) Oxygen and carbon isotope ratios related to growth line patterns in skeletons of *Lophelia pertusa* (L.) (Anthozoa: Scleractinia): implications for determination of linear extension rates *Sarsia* 83:433-446.

Roberts, JM (2009) *Cold-water corals: the biology and geology of deep-sea coral habitats*, Cambridge University Press.

Rogers AD (1999) The biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and other deep-water reef-forming corals and impacts from human activities. *International Review of Hydrobiology* 84:315-406. doi: 10.1002/iroh.199900032



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
E-post: post@hi.no
www.hi.no