



# HAVFORSKNINGSINSTITUTTETS RÅDGIVNING FOR MENNESKESKAPT STØY I HAVET

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2022

Lise Doksæter Sivle, Tonje Nesse Forland, Karen de Jong, Geir Pedersen,  
Guosong Zhang, Tina Kutti, Kate McQueen, Henning Wehde (HI) og  
Endre Grimsbø UiT - 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.

**Undertittel (norsk og engelsk):**

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2022

Knowledge basis, evaluations and advice for 2022

**Rapportserie:**

Rapport fra havforskningen  
ISSN:1893-4536

**År - Nr.:**

2022-1

**Dato:**

10.01.2022

**Forfatter(e):**

Lise Doksæter Sivle, Tonje Nesse Forland, Karen de Jong, Geir Pedersen, Guosong Zhang, Tina Kutti, Kate McQueen, Henning Wehde (HI) og Endre Grimsbø UiT - 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:**

86

**Sammendrag (norsk):**

Havforskningsinstituttet gir råd for alle operasjoner til havs som involverer bruk av lydkilder som kan påvirke marine økosystemer. Dette inkluderer vitenskapelige undersøkelser, utbygging og sprenging i sjø, seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet og utbygging og drift av vindkraftanlegg 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 vindkraft til havs), som igjen er inndelt i delkapitler med 1) kunnskapsgrunnlag, 2) konsekvensvurdering og 3) råd. Rapporten inneholder konkrete råd fra Havforskningsinstituttet for 2022 for de ulike typene av støy.

Oppdatert 15.03.2022: Deler av referanselisten i kapittel 3 manglet og er lagt inn i rapporten.

**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 instigations, underwater explosions, seismic and electromagnetic surveys related to petroleum activity and offshore wind installations. This report intends to summarize 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 2022.

# Innhold

|          |                                                                                              |           |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>Bakgrunn</b>                                                                              | <b>6</b>  |
| 1.1      | Endringer fra 2021-2022                                                                      | 6         |
| 1.2      | Referanser                                                                                   | 7         |
| <b>2</b> | <b>Ulike typer av mulige reguleringstiltak</b>                                               | <b>8</b>  |
| 2.1      | Begrensninger av selve lydkilden                                                             | 8         |
| 2.2      | Verning av områder og perioder                                                               | 8         |
| 2.3      | Ramp-up / Soft start                                                                         | 8         |
| 2.4      | Skadebegrensende (avbøtende) utstyr                                                          | 8         |
| 2.5      | Skadebegrensende (avbøtende) prosedyrer                                                      | 8         |
| 2.6      | Begrensninger av eksponerte individer                                                        | 9         |
| 2.7      | Bruk av avbøtende tiltak i Norge                                                             | 9         |
| 2.8      | Referanser                                                                                   | 9         |
| <b>3</b> | <b>Seismikk</b>                                                                              | <b>11</b> |
| 3.1      | Ulike typer seismiske undersøkelser                                                          | 11        |
| 3.1.1    | <i>Borestedtsundersøkelser</i>                                                               | 11        |
| 3.1.2    | <i>2D-seismikk</i>                                                                           | 11        |
| 3.1.3    | <i>3D-seismikk</i>                                                                           | 11        |
| 3.1.4    | <i>4D-seismikk</i>                                                                           | 11        |
| 3.1.5    | <i>Permanent reservoarovervåkning</i>                                                        | 12        |
| 3.1.6    | <i>Nye skytemønster og metoder</i>                                                           | 12        |
| 3.1.7    | <i>Andre lydkilder</i>                                                                       | 12        |
| 3.2      | Kunnskapsgrunnlag om effekter av seismikk på marine organismer                               | 13        |
| 3.2.1    | <i>Direkte skade og dødelighet</i>                                                           | 13        |
| 3.2.2    | <i>Adferdsrespons</i>                                                                        | 15        |
| 3.2.3    | <i>Kunnskapsgrunnlag for seismikk i nordområdene</i>                                         | 19        |
| 3.3      | Kunnskapsgrunnlag om lydutbredelse og effektsoner                                            | 22        |
| 3.4      | Konsekvensvurderinger av effekter av seismikk på marine organismer                           | 23        |
| 3.4.1    | <i>Fisk</i>                                                                                  | 24        |
| 3.4.2    | <i>Sjøpattedyr</i>                                                                           | 27        |
| 3.4.3    | <i>Konsekvensvurdering for nordområdene/Barentshavet</i>                                     | 29        |
| 3.5      | Råd for seismikkundersøkelser i norske farvann                                               | 30        |
| 3.6      | Referanser                                                                                   | 30        |
| <b>4</b> | <b>Elektromagnetiske undersøkelser</b>                                                       | <b>41</b> |
| 4.1      | Hva er elektromagnetiske undersøkelser?                                                      | 41        |
| 4.2      | Kunnskapsgrunnlag om effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv               | 41        |
| 4.2.1    | <i>Magnetfelt</i>                                                                            | 42        |
| 4.2.2    | <i>Elektriske felt</i>                                                                       | 43        |
| 4.3      | Konsekvensvurdering av effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv             | 45        |
| 4.4      | Råd                                                                                          | 46        |
| 4.5      | Referanser                                                                                   | 46        |
| <b>5</b> | <b>Bruk av eksplosiver i sjø</b>                                                             | <b>51</b> |
| 5.1      | Bakgrunn                                                                                     | 51        |
| 5.2      | Kunnskapsgrunnlag om effekter av eksplosiver på marint liv                                   | 51        |
| 5.3      | Konsekvensvurdering av effekter ved bruk av eksplosiver i sjø og tiltak for å redusere disse | 53        |
| 5.4      | Råd                                                                                          | 55        |
| 5.5      | Referanser                                                                                   | 56        |
| <b>6</b> | <b>Vindkraft til havs</b>                                                                    | <b>61</b> |
| 6.1      | Bakgrunn                                                                                     | 61        |

|       |                                                                                                                                  |    |
|-------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 6.2   | Kunnskapsgrunnlag om effekter støy fra vindkraftanlegg på marine organismer .....                                                | 61 |
| 6.2.1 | <i>Konstruksjonsstøy</i> .....                                                                                                   | 61 |
| 6.2.2 | <i>Produksjonsstøy</i> .....                                                                                                     | 62 |
| 6.3   | Konsekvensvurdering .....                                                                                                        | 62 |
| 6.4   | Råd for støy i forbindelse med vindkraftanlegg .....                                                                             | 63 |
| 6.5   | Referanser .....                                                                                                                 | 63 |
|       | <b>Vedlegg I: Frarådingskart brukt i rådgivning for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser</b> ...                          | 65 |
|       | <b>Vedlegg II: Korallrev og vernede områder - hvorfor det er viktig å beskytte revet mot utstyr som blir plassert på bunnen?</b> | 83 |

# 1 - Bakgrunn

Havforskningsinstituttet er rådgivende organ for alle operasjoner til havs hvor det brukes lydkilder som kan påvirke marine økosystemer. Herunder faller vitenskapelige undersøkelser, detonasjoner, utbygging til havs, seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet, samt utbygging og drift av vindkraftanlegg til havs. Havforskningsinstituttet er bedt om å dokumentere og sammenstille kunnskap om påvirkning, og basert på dette gi råd om slik påvirkning er bærekraftig eller kan føre til negative konsekvenser for økosystem og bestander (herunder dødelighet, skade og endret adferd hos marine dyr), mens Fiskeridirektoratet gir råd knyttet til konflikter med fiskeriaktivitet. Denne rapporten gjennomgår kunnskapsgrunnlag omkring effekter av de ulike støykildene på marint liv, samt en evaluering av alvorlighetsgrad og mulige konsekvenser som brukes som basis for de råd som gis.

Kapittel 2 gir en introduksjon i mulige reguleringstiltak som har potensiale for å redusere påvirkningsgraden av støy på det marine økosystemet.

Mulige effekter av seismikk på marint liv og tilhørende råd for bruk av seismikk er beskrevet i kapittel 3, mens potensiell påvirkning av elektromagnetiske undersøkelser og råd for disse er behandlet i kapittel 4. De fleste råd fra Havforskningsinstituttet er i form av ulike områder som bør unngås til ulike tider på året. For hver 2-ukers periode gjennom året er det utarbeidet et kart over hvilke områder det rådes til å unngå å bruke seismikk eller elektromagnetiske undersøkelser. Disse kartene kalles frarådingskart, og aktuelle kart for 2022 er vist og forklart i Vedlegg II. I forbindelse med oljeleting blir det i noen tilfeller også plassert utstyr på havbunnen, enten lyttekabler for seismikk eller i forbindelse med grunnundersøkelser uten seismikk. I slike tilfeller gir Havforskningsinstituttet også råd om det er særskilte hensyn som bør tas for å unngå skade på sensitiv bunnfauna, da i hovedsak koraller. Derfor inneholder også denne rapporten et kapittel om korallrev og vernet områder på havbunnen (Vedlegg II).

I forbindelse med sprengningsarbeid til sjøs blir Havforskningsinstituttet også bedt om å levere råd om hvordan dette kan påvirke marine økosystem. Dette er gjennomgått i kapittel 5 med tilhørende råd.

I forbindelse med konsesjonsrunder for utbygging av vindkraftanlegg til havs er Havforskningsinstituttet rådgivende organ. Her vurderes helhetlig påvirkning av en slik utbygging, herunder både støy og fysiske endringer av habitatet. Dette er helhetlig gjennomgått i en egen rapport (de Jong et al. 2020), mens den delen som omhandler støy fra vindkraftanlegg til havs med tilhørende råd er beskrevet i kapittel 6.

## 1.1 – Endringer fra 2021-2022

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 2021 til 2022.

De fleste endringene er knyttet til frarådingskartene. Disse er i stor grad knyttet til gytekart for fisk, da det i hovedsak frarådes å bruke seismikk i viktige gyteområder. Derfor gjennomføres hvert år et grundig arbeid for å oppdatere og forbedre eksisterende gytekart basert på ny kunnskap, samt vurdere om andre arter som tidligere ikke har vært inkludert i frarådingskartene, bør inkluderes. Som resultat av dette arbeidet, er firegytekart endret fra 2021 til 2022; en ny art er kommet til. I tillegg frarådes viktige beiteområder for bardehval, og basert på ny kunnskap er dette også noe endret for 2022. I tillegg er det kommet et nytt kartlag som viser området hvor bruk av sjøpattedyrobservatør (MMO) er tilrådet. Dette medfører endringer i frarådingskartene. Dette er beskrevet og grunnlagt i detalj i Vedlegg I, og bare kort oppsummert her.

Grunnet oppdatert kunnskap om gyteområder, er gytekartene for nordsjøtorsk, nordøstarktisk torsk og brisling endret noe. Det samme gjelder beiteområdene for bardehval. I tillegg er det kommet inn en ny art; polartorsk. Dette er en nøkkelart i Barentshavet, og er inkludert på rødlisten som «sterkt truet», men gode gytekart har tidligere ikke vært tilgjengelig for å bruke i frarådingskartene. Endringene medfører at noen gyteområder er noe større, noen mindre. Disse endringene medfører at frarådingskartene for alle periodene mellom 1.jan til 31.okt har noen endringer i forhold til

frarådingskartene for 2021.

I tillegg til de vanlige frarådingskartene, har vi fra 2022 et kart som viser et område hvor det tilrådes å bruke sjøpattedyrobservatør om bord på fartøy som skal skyte seismikk. Dersom grønlandshval observeres, råder Havforskningsinstituttet til at det avventes å skyte seismikk. Det har siden 2018 være tilrådet å bruke slike observatører i områder hvor den sterkt truede og svært sensitive grønlandshvalen kan påtreffes, men slike områder har ikke vært kartfestet. Et slikt kart er nå laget basert på ny tilgjengelig kunnskap. Dette er i et område hvor det per i dag ikke foregår kommersiell oljeleting, men det kan forekomme forskningstokt eller undersøkelser i regi av norske myndigheter.

## 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. (2020b) Potensielle effekter av vindkraftanlegg på havmiljøet. Rapport fra Havforskningen 2020-42. ISSN:1893-4536. 42 pp

## 2 - Ulike typer av mulige regulerings tiltak

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.

### 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. 2016, 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. Basert på visuelle og akustiske observasjoner fra seismikkfartøy, konkluderte Stone (2015) med at ramp up var effektivt for sjøpattedyr, basert på at færre dyr ble observert ved bruk av ramp up, samt at flere dyr da ble observert å unnvike, hvilket er målet med denne prosedyren.

Modellstudier har vist at den risikoreduserende effekten av ramp-up avhenger av faktorer som dyrets responserskel 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. Også i en studie med makrell som ble eksponert til gradvis økende nivå av seismikk, uteble respons til lyden (Sivle et al., 2017). Selv om begge disse studiene ble utført i oppdrettsmerder, noe som gir mindre mulighet for unnvikelse, kan resultatene tilsa at ramp-up kan føre til at fisk forblir i støyområdet i stedet for å forflytte seg på grunn av tilvenning til lyden.

Ramp up kan derfor virke som en relativt effektiv måte å redusere skade hos sjøpattedyr, da særlig sensitive arter, men at det muligens kan virke mot sin hensikt for fisk.

### 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 & Kvadsheim 2018). Tiltaket innebærer at man legger ut perforerte luftslanger rundt lydkilden. 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), som sørger for at det ikke befinner seg dyr i en viss radius fra lydkilden, som regel et seismikkfartøy, 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 typisk et transekt i oppstartsområdet i 30 minutter, hvor det speides etter 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 (MMO) om bord som teller antall sjøpattedyr innenfor en radius hvor dette lydnivået antas å være oversteget.

## 2.7 – Bruk av avbøtende tiltak i Norge

Seismikkaktivitet er den av de menneskeskapte lydkildene som er mest utbredt, og som har den mest omfattende reguleringen i Norge. Tillatelse til å gjennomføre seismikkundersøkelser gis av Oljedirektoratet, men alle undersøkelser mottar råd både fra Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet.

I Norge har det mest brukte tiltaket vært vernning av områder innenfor visse perioder (Sivle et al. 2021), og dette brukes både for seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og sprenging i sjø. 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 av seismikk 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.

For sprenging i sjø brukes også avbøtende utstyr, typisk boblegardin dersom dette er mulig.

## 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
- 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., Vereide, E.H., deJong, K., Forland, T.N., Dalen, J. and Wehde, H. (2021). Effects of sound from seismic surveys on fish reproduction, the management case from Norway. *Journal of Marine Science and Engineering* 9 (4): 436.
- Stone, C. J. (2015a). Marine mammal observations during sources. *Geophysical Research Letters*, 31. <https://doi.org/10.1029/2004GL020234> Retrieved from [http://jncc.defra.gov.uk/pdf/JNCC%20Tougaard, J., & Dähne, M. \(2017\). Why is auditory frequency Report%20463a\\_Final.pdf](http://jncc.defra.gov.uk/pdf/JNCC%20Tougaard, J., & Dähne, M. (2017). Why is auditory frequency Report%20463a_Final.pdf)
- 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

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 lydsignaler 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 (Birín & Maglić 2020).

### 3.1 - Ulike typer seismiske undersøkelser

#### 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 lydkilde, 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 utviklet en 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 spissstrykk enn for vanlig seismikk, men utsendt energi over tid er omtrent den samme som ved konvensjonell seismikk.

### 3.1.7 - Andre lydkilder

En alternativ lydkilde til luftkanoner som kan brukes til seismiske undersøkelser er en marin vibrator (Laws et al. 2018). Dette er teknologi som har vært under utvikling siden 80 tallet og det har vært, og er fremdeles, flere parallelle utviklingsløp ulike steder (Pramik et al. 2015, Dellinger 2016, Feltham et al. 2017, Long & Tengan 2019, Oscarsson-Nagel et al. 2019). Til tross for det lange utviklingsforløpet er denne kilden ennå ikke tatt i bruk annet enn til uttesting av metoder.

De fleste marine vibratorer er basert på et lukket gassfylt kammer der gassen blir utvidet og komprimert kontinuerlig slik at en membran som utgjør en eller alle veggene i kammeret vil vibrere frem og tilbake og dermed fungere som en høyttaler som setter vannet i bevegelse slik at det oppstår lydbølger. En kan kontrollere frekvensområdet og fasen, en fordel med det er at en bare sender ut det en har bruk for (i motsetning til en luftkanon som også lager mye lyd i frekvensområder som ikke blir brukt til datainnsamling).

En type marin vibrator, BASS (Amar & Hanssen, 2020) er under utvikling i Norge. Denne kilden har et smalt frekvensbånd (typisk 0-150 Hz) og et typisk signal er et sveip på 10 sekunder som gjentas umiddelbart, slik at utsendingen blir kontinuerlig.

Fordelen med slike kontinuerlige lydsignaler er at de kan ha et lavere spissstrykk, og dermed mindre sannsynlig å medføre skade på hørselen til marine organismer. Frekvensbåndet på disse er smalere enn ved konvensjonell seismikk men er innenfor frekvensområdet de fleste fisk kan høre. Imidlertid gir den kontinuerlige lyden lite rom for å lytte mellom signalene, og en bekymring er at slike derfor har større potensiale for maskering enn konvensjonell seismikk. Modelleringsarbeid viser likevel at fordi lydtrykket (SPL) er lavere, vil distansen som maskeringen skjer over være mindre; ~5 km for MV mot 10-50 km for luftkanoner (Matthews et al. 2020).

Det er også testet ut å gjøre seismiske undersøkelser uten bruk av lydkilde, det vil si at seismikkfartøyet selv er lydkilden. Nyere forskning viser at det er mulig å bruke akustiske lydbølger generert av det seismiske fartøyet til å kartlegge hva som er under havoverflaten (Hegna 2021). Lydbølgene generert av fartøyet har mye lavere energi enn lydbølger generert fra tradisjonelle luftkanon arrayer, noe som begrenser hvor dypt under havbunnen man kan avbilde. Men disse lydbølgene dekker et bredt frekvensbånd. Reflektert fartøyslyd fra havbunnen og lagene under kan registreres av hydrofonene i lyttekablene og brukes til å lage et bilde av havbunnen og de grunneste lagene under.

## 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 tynge 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 øresteinsteinene (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 Carrol et al. 2017 viste ingen resultat om dødelighet hos fisk som følge av seismikk. Nær luftkanonene kan det oppstå akustisk kavitasjon (Khodabandeloo & 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 1µPa<sup>2</sup>s SEL per slag, avhengig av antall slag (Halvorsen et al. 2011). Lydnivået fra et luftkanonarray på 3590 in<sup>3</sup> (59 liter) ble målt til 177 dB re 1µPa<sup>2</sup>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 lydkilden forflytter seg, før den kommer så nært at den induserer en hørselsskade. Direkte skade på voksen fisk anses derfor ikke som noe stort potensielt problem, og risikoen for populasjonseffekter på grunn av slike skader er minimal. Et mulig unntak kan være om fisken likevel blir i området grunnet store kostnader ved å flytte seg, 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 dyreplankton

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 dyreplankton.

### 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 lyden 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).

Eksponeringskriterier for når ulike grupper av sjøpattedyr kan bli utsatt for hørselstap ble oppdatert i 2019 (Southall et al. 2019). Terskelverdi for impulser som seismikk, oppgis både som spisstrykk (SPL dB re 1  $\mu$ Pa) og som total akkumulert energi over hele eksponeringen (innenfor 24 timer) (SEL dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup> · s) (Tabell 1). Kriteriet tilsier at hørselsskade vil oppstå dersom dyret utsettes for lyd som oppfyller ett av de to kriteriene (akkumulert energi eller spisstrykk). SEL-verdiene vektet i henhold til funksjoner som beskriver generiske hørselskurver for grupper av sjøpattedyr. Spisstrykk-verdien vektet ikke, fordi skade som følger av høye spisstrykkverdier ikke forventes å være særlig frekvensavhengig da de fører til mer direkte mekanisk påvirkning på hele det indre øret.

*Tabell 1. Estimerte terskelverdier for temporære (TTS) og permanente (PTS) hørselsskader. Tabell er gjengitt fra Southall et al. (2019). Terskler for SEL (Sound Exposure Level = akkumulert akustisk energi) er gitt i dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup> · s og terskler for spisstrykk SPL er gitt i dB re 1  $\mu$ Pa. SEL-vektet innebærer at nivåene skal vektet i henhold til funksjoner som beskriver frekvensforholdet for generaliserte hørselskurver for hver de fire gruppene av sjøpattedyr (Southall et al. 2019). Kun verdier for grupper av sjøpattedyr som finnes i norske farvann er gjengitt. Her kun angitt for impulsive lydkilder, fordi de genererer kortvarige/transiente (< 1 sekund), bredbåndete pulser med høye spisstrykk, kort stigetid og hurtig forfall som er typisk for seismikk. Sjøpattedyrene deles inn i funksjonelle hørselsgrupper; bardehvaler (f.eks. vågehval, knølhval, finnhval) som hører lavfrekvent lyd «Lavfrekvente hvaler», tannhval som hører høyere frekvenser, som spermhval, nebbhval og spekkhogger «Høyfrekvente hvaler», delfinarter (springere) og niser som hører veldig høyfrekvent lyd (> 100 kHz) «Veldig høyfrekvente hvaler», «seler» som inkluderer alle ekte seler og «andre marine*

*pattedyr», som er en samlegruppe bestående av hvalross, mårdyr og isbjørn.*

| Funksjonell hørselsgruppe  | Impulsive lydkilder |                   |                     |                   |
|----------------------------|---------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
|                            | TTS<br>terskelverdi |                   | PTS<br>Terskelverdi |                   |
|                            | SEL<br>(vektet)     | Spisstrykk<br>SPL | SEL<br>(vektet)     | Spisstrykk<br>SPL |
| Lavfrekvente hvaler        | 168                 | 213               | 183                 | 219               |
| Høyfrekvente hvaler        | 170                 | 224               | 185                 | 230               |
| Veldig høyfrekvente hvaler | 140                 | 196               | 155                 | 202               |
| Seler                      | 170                 | 212               | 185                 | 218               |
| Andre marine rovdyr        | 188                 | 226               | 203                 | 232               |

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

Studier av effekter av lyd på marine dyr viser at det er adferdsrespons som er den vanligste reaksjonen (Duarte et al. 2021). Adferdsrespons er endringer i dyrenes oppførsel som følge av lydeksposeringen. Dette innebærer f.eks. unnvikelse av det eksponerte området, reduksjon eller opphold av viktige aktiviteter som beiting eller gyting, samt endring i hvordan dyrene selv lager lyd. 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 ha langt større variasjon mellom arter enn det som er tilfelle 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 (Slabbekoorn et al. 2010).

### Fisk

Menneskeskapt lyd generelt kan påvirke fiskens forflytning (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, 2020). Mange fiskearter bruker lyd til å kommunisere med artsfrender under gyting og beiting, og støypåvirkning vil kunne

endre både kommunikasjon og adferd under reproduksjon (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. Det er visst at lyd fra seismikk potensielt kan bidra til maskering av kommunikasjon opptil 18km fra kilden (Rogers et al. 2021). Hvordan gyte adferd og kommunikasjon hos torsk påvirkes av seismikk undersøkes i et pågående prosjekt på Havforskningsinstituttet (SpawnSeis). Resultater er forventet å bli publisert i 2022.

Bunnfisk, som ulike arter av torskefisk og uer, kan reagere på seismikk med både horisontal og vertikal forflytning (Chapman and Hawkins, 1969, Pearson et al. 1992; Skalski et al. 1992; Engås et al. 1996, Paxton et al. 2017; Davidsen et al., 2019, van der Knaap et al., 2021), og i tillegg kan beitemotivasjonen reduseres (Skalski et al. 1992; Løkkeborg et al. 2012). Eksempelvis viste Engås et al (1996) at mengde torsk og hyse målt med ekkolodd og ved fiskeri en nedgang på opp til 70% sammenliknet med før undersøkelsen startet, og Paxton et al. (2017) at mengde fisk på et tropisk rev filmet med video en nedgang på 78% etter en seismisk undersøkelse (Paxton et al. 2017).

Nyere studier gir detaljerte rapporter om adferdsresponser fra torsk og annen bunnfisk på seismikk uten like sterke reaksjoner. I et eksponeringsforsøk med en fullskala seismikk-kilde i Nederland viste resultatene at torsk ikke forlot området under eksponering. Imidlertid ble det påvist noen mer subtile endringer i aktivitetsmønstre; torsken ble mer inaktiv under eksponering, samt at døgnmønsteret endret seg (van der Knaap et al., 2021). Endringer i aktivitetsnivå ble også påvist hos torsk i merder, men med stor individuell variasjon (Hubert et al., 2020). I tilsvarende forsøk på torsk og sei i merd i Norge, fant man noe redusert hjertefrekvens under eksponering til en luftkanon (Davidsen et al. 2019). Dette kan indikere en reaksjon tilsvarende en «startle respons». Sei reagerte i tillegg ved å søke dypere under eksponering, samt at stim-mønsteret brøt opp. Imidlertid var alle reaksjoner kortvarige og minsket over tid, noe som tyder på habituering/tilvenning til lyden (Davidsen et al., 2019). Endring i stimadferd ble også påvist hos en karuss som lever i Middelhavet (*Sparus aurata*), som responderte til seismikk ved å stime tettere (Mauro et al., 2020).

Andre studier har rapportert om svært liten eller ingen reaksjon til seismikk hos bunnfisk. Meeken et al. (2021) viste ingen endring i hverken sammensetning eller mengde av tropiske fisk i Australia hverken på kort (dager) eller lang (måneder) sikt som følge av seismikk-eksponering. Wardle et al. (2001) viste at det var få reaksjoner og ingen reduksjon i fiskemengde på et rev av svært stedbundne fisk i respons til lydeksponering fra luftkanoner i Skottland. Også andre studier viste at seismikk ikke påvirket artsfordelingen og fiskemengden på et rev og et bunnfisksamfunn (Miller & Cripps, 2013; McCauley et al. 2021). Variasjonen i responser mellom studier og arter illustrerer hvor viktig det er å vurdere adferdseffekter i lys av forskjeller i habitat, levested, art, adferdsmodus og hvordan lyden oppfattes, og hva den forbindes med. I et studium med tobis, viste videoopptak en viss grad av irregulær svømming og noe alarmrespons under eksponering til seismikk, men det ble ikke påvist at den gravde seg ned i sanden, som var hypotesen i forkant av undersøkelsen (Hassel et al. 2004).

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 seismikk-eksponering, 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 seismikk-eksponering (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. En studie av pelagisk fisk rundt et vindkraft-anlegg i Nordsjøen registrerte med

ekkolodd færre, men tettere stimer under en seismikk-undersøkelse sammenliknet med før undersøkelsen startet, men samme typen endringer skjedde i kontroll området (Kok et al., 2021). Noen svakheter med dette studiet er imidlertid at det ikke oppgir hvilke arter av pelagisk fisk som er registret, samt at mangel på replikanter gjør det vanskelig å stadfeste om dette er en reell reaksjon til seismikken eller skyldes naturlig høy variasjon i stimodynamikk. Utifra de studier som er gjort på pelagisk fisk, kan det derfor tyde på at reaksjoner i form av endret stimstruktur og unnvikelse kan forventes, men at responsen sannsynligvis minsker over tid grunnet tilvenning.

Kun et fåtall studier gir informasjon om omfanget av påvirkning i tid og rom. 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). I studiet med torsk i Nederland var avstanden mellom fisk og seismikk kilden på det nærmeste 2,25 km (van der Knaap et al., 2021). Tobis ble eksponert for seismikk ved en avstand på 5 km fra luftkanonene (Hassel et al. 2004). Alle disse studiene brukte reelle luftkanonoppsett.

### Sjøpattedyr

Norske farvann er svært viktige som beite- og yngleområder for mange arter av sel og hval. Til tross for dette er det, med ett unntak (Madsen et al. 2002), 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  $\mu\text{Pa}$  og 145–151 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ . 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 130–165 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ ). 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 følsomme for høyere frekvenser, så seismikk-kilder med reduksjon av høye frekvenser eller bruk av boblegardiner er effektivt for å redusere adferdsresponsen (Kastelein et al. 2019).

En annen tannhval som er studert, spermhval, viste ingen unnvikelse eller endring i dykkeadferd til fullskala seismiske undersøkelser hverken i Mexico (Miller et al. 2009) eller i Norge (Madsen et al. 2002).

Narhval regnes som særlig utsatt for menneskeskapt lyd (se kap. 3.2), og 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). Et nyere studie viser at narhval reagerte med unnvikelse og økt svømmehastighet når de ble eksponert for seismikk, men at de også reagerte på kun skipet uten skyting (Heide-Jørgensen et al. 2021).

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 ( $< 94 \text{ dB SEL re } 1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ ) (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 langdistansesignalisering 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 (BHRASS), 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 sterkt redusert som følge av tilstedeværelse av seismiske fartøy, og at mor-kalv par sinket farten og i noen tilfeller avventet å passere inntil fartøyet var borte. Dette var imidlertid tilfelle også når luftkanonen var avslått, noe som indikerer at selve fartøyet forstyrrer. Videre har Dunlop et al. (2021) brukt resultatene for å estimere mulige populasjonseffekter av seismikkundersøkelser på knølhval på vandring. Ved å bruke PCoD (Population Consequences of Disturbance) modellen, beregnet de hvordan observerte unnvikelser kunne føre til forsinket vandring for mor-kalv par og mulige konsekvenser av dette på energitap; for voksne hunner til å produsere melk til kalvene, og for kalven til å overleve uten morsmelk i områder med forstyrrelse fra seismikk. Resultatene viste svært lav sannsynlighet for noen populasjonseffekt som følge av en seismisk undersøkelse, både for voksne hunner og for kalvene. Resultatene viser at den observerte unnvikelse ikke vil gi mer en maksimalt 24 t forsinkelse på vandringen, og det energetisk tapet (som følge av økt forbruk ved å vandre mer, samt tapt tid i beiteområde) vil være neglisjerbart. For diende kalver, vil selv et «worst-case-scenario», hvor en antar at mor og kalv blir værende i et eksponert område i over 48 t, og at dette fører til at kalven ikke får melk i denne perioden, vil dette sannsynligvis gi en relativt liten populasjonseffekt.

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 unnvike seismikk-kilden (Castellote et al. 2012). Imidlertid var dette under parring, som foregår i tropiske og subtropiske strøk, mens finnhvalen beiter i norske farvann. Det er derfor usikkert hvor overførbart dette resultatet er. 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.

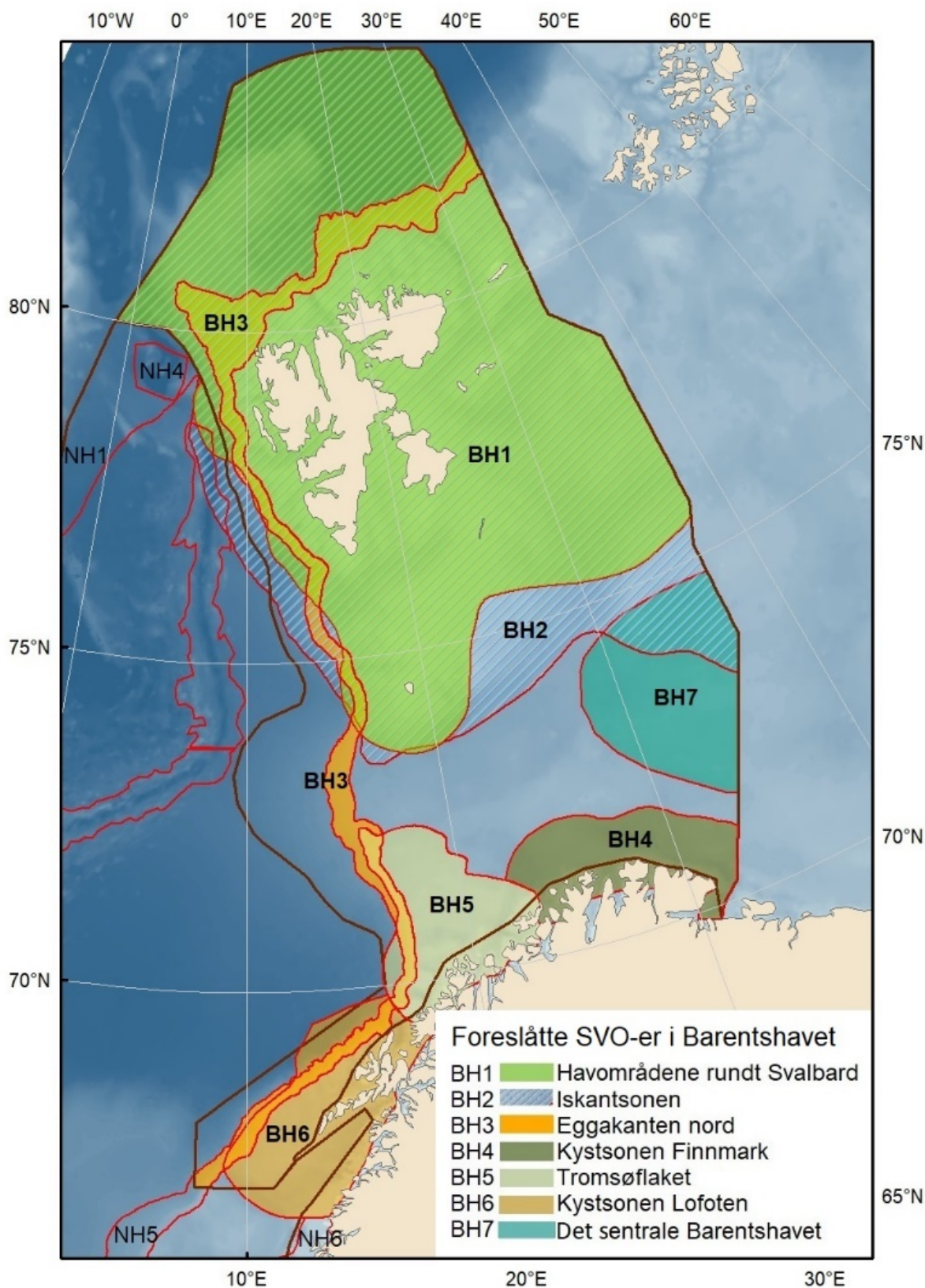
Det er som nevnt ikke gjort studier av adferdsendringer som følge av seismikk på sjøpattedyr i Norge, utenom et studie på spermhval (Madsen et al. 2002), men det har vært gjort relativt omfattende undersøkelser på en annen kraftig, pulset lydkilde; militær sonar. Disse studiene har dokumentert effekter 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 Kvadsheim 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).

### 3.2.3 - Kunnskapsgrunnlag for 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 levestandard 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 1). I 2021 er det foretatt en harmonisering av SVO-vurderinger på tvers av havområdene og en helhetlig gjennomgang av alle SVO-ene for blant annet å synliggjøre årsak til verdi og sårbarhet (Eriksen et al. 2021). Ut ifra denne prosessen kom det fra et forslag for SVO-områder i Barentshavet (Fig. 1). 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 havis 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 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. Forslag til særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i Barentshavet fra Eriksen et al. 2021. Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder – Miljøverdi. Syv SVO-er er lokalisert i Barentshavet (BH1-BH7), SVO -marginen sone (skyggelagt) overlapper SVO -havområdene rundt Svalbard (BH1), deler av SVO Eggakanten nord (BH3) og deler av SVO Det sentrale Barentshavet (BH7). Grensene for forvaltningsplanområdene er skissert i brunt. Figur fra Eriksen et al. 2021.

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 1µPa) (Finley et al. 1990) og den har vist unnvikelse og økning av svømmehastighet under eksponering til seismikk (Heide Jørgensen et al. 2021). Ved tre anledninger har et stort antall narhval blitt fanget i isen grunnet sen utvandring fra sommerbeiteområde, sammenfallende i tid med seismikkundersøkelser og på en måte som er svært uvanlig. Heide-Jørgensen et al. (2013) knytter dette opp mot at narhvalen avvartet 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 unnvike 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 bevegelsesmønster som følge av lyd, noe som kan tyde på at lydforstyrrelse kan påvirke gytesuksess (Riera et al. 2018, Ivanova et al. 2020). Gyteområder har nylig blitt kartlagt, og er blitt 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 storskalaforøk 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 in<sup>3</sup>) 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. Utfra dette forsøket kan en si at torsk og hyse kan reagere ved unnavikelse 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 lyderskel 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, vandyp, 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 sikkerhetssone 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 lydkilden som skal modelleres. En slik kalibrering gjøres ved å sammenligne modellen med målinger for aktuell lydkilde og område. Ved bruk av modeller og lydgrenser vil det bli nødvendig å måle lydnivået ved ulike avstander fra kilden og ulike dyp. Det hadde vært ønskelig å ha målinger både av lydtrykk og partikkelakselerasjonen i tre dimensjoner. 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 sammenheng.

### 3.4 - Konsekvensvurderinger av effekter av seismikk på marine organismer

Som vist i kunnskapsgrunnlaget i kapitlene ovenfor, kan både fisk og sjøpattedyr påvirkes av seismikk, enten ved direkte skade av hørsel eller endret adferd. Hvor alvorlig påvirkningen er, hvor stor andel av en bestand eller populasjon som eksponeres, hvor lenge forstyrrelsen varer, og hvilken type adferd som forstyrres. Enkelte biologisk viktige aktiviteter finner sted kun spesifikk tider på året, og på spesifikk steder, som for eksempel gyting hos fisk og beiting hos bardehval. Dersom disse aktivitetene forstyrres, er konsekvensen for en negativ effekt på populasjonen størst. I dette kapitlet er derfor mulige konsekvenser på slike biologisk signifikante livsfunksjoner vurdert for fisk og sjøpattedyr.

Konsekvensutredningen er gjort med bakgrunn i hvilke situasjoner forstyrrelsen og skade fra seismikk potensielt kan medføre negativ påvirkning på bestands- eller populasjonsnivå.

### 3.4.1 - Fisk

Biologisk viktige livsfunksjoner for fisk er beiting og reproduksjon (gyting). Konsekvenser for å forstyrre disse er gjennomgått i avsnittene under.

#### **Konsekvenser for hørselskade**

Basert på resultatene for hørselsskade på voksen fisk (se kap. 3.2.1) tyder dette på at fisk må være svært nært (<10 m) en luftkanon for å bli skadet. Frittsvømmende fisk antas også å svømme bort fra lydkilden før den kommer så nært at slik skade inntreffer. Eventuell skade vil derfor sannsynligvis hovedsakelig forekomme på fisk som befinner seg i umiddelbar nærhet til luftkanoen ved oppstart, da disse ikke har blitt «advart» og svømt bort før lydtrykket overstiger terskel for skade. Dette vil imidlertid gjelde et så lite antall fisk at en effekt på bestandsnivå vil være svært lite sannsynlig. Ramp up er et virkemiddel for å redusere slik skade ved oppstart, men svært lite kunnskap foreligger om dette for fisk. Faktisk viste Neo et al. (2016) at dette førte til mindre unnvikelse, riktignok for fisk i fangenskap. Fisk kan også regenerere skade på hørselsceller over tid (Smith & Monroe, 2016).

På bakgrunn av dette, har ikke Havforskningsinstituttet noen spesifikke råd for å begrense mulige fysiske skader gjennom ramp-up på fisk i forbindelse med seismikk.

#### **Konsekvenser for gyting og gytevandring**

Suksessfull reproduksjon er helt essensielt for å opprettholde en bestand. For svært mange fiskearter foregår gyting ved at store deler av en bestand samles i store aggregeringer i samme område; slik at fisketettheten i dette området er mye større enn i de fleste andre perioder på året. En forstyrrelse i en slik aggregering vil derfor påvirke en større andel av bestanden enn utenom gytesesongen/gyteområdet.

Kunnskapsgrunnlaget som er gjennomgått i kap. 3.2 viser at i noen tilfeller under og etter seismikk-eksponering flytter fisk seg bort fra området, i andre tilfeller ikke. Torsk, f. eks., forflyttet seg bort over store avstander på Nordkappbanken (Engås et al. 1996), mens en ikke så noen slik forflytning i en vindturbinpark i Nordsjøen (van der Knapp et al. 2021). Slike forskjeller kan muligens forklares ved hvor stedbunden fisken er, samt hvor stor konsekvensen er ved å forlate området.

Det er et pågående prosjekt som undersøker hvordan seismikk påvirker gytende torsk. Dette avsluttes i desember 2021, og resultater forventes publisert i løpet av 2022.

Dersom fisk på gytefelt reagerer slik som beskrevet av Engås et al. (1996), kan en forvente at torskefisk forflytter seg bort fra området den oppholder seg i, og at denne forflytningen kan være i størrelsesorden på minst 20 nmi (33 km) fra kilden. En slik forflytning bort fra gyteområdet kan føre til nedsatt gyting og økt yngeldødelighet grunnet viktigheten av gyting i tid og rom; eggene gytes på et tidspunkt og i et område der de kan drive med havstrømmene og klekkes i et område med rik tilgang på mat. Gytingen foregår derfor på en tid slik at klekking av egg sammenfaller med for eksempel våroppblomstring. 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. Havforskningsinstituttet

fraråder derfor seismikk i konsentrerte 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.

Havforskningsinstituttet fraråder derfor seismikk i de konsentrerte delene av gytevandringen for disse artene.

### **Konsekvenser for egg, larver og dyreplankton**

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 km<sup>2</sup>. 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 dyreplankton anser vi inntil flere resultater foreligger at dødelighet kun inntreffer nærmere enn 5 m fra luftkanonen som mest relevante for norske forhold. Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke seismikkaktivitet i områder med høye konsentrasjoner av zooplankton.

### **Konsekvenser for beiting**

I beiteperioden er de fleste fiskebestander fordelt over et mye større område enn under gyting, og en forstyrrelse vil derfor sannsynligvis ramme en mindre andel av bestanden.

Selve beiteadferden kan også forstyrres når fisk utsettes for seismikk (Løkkeborg et al. 2012) eller annen menneskeskapt støy (Purser & Radford 2011; Voellmy et al. 2014; Sabet et al. 2016). 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 beitingen for, 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.

### **Vurdering av buffersoner i fraråding**

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 Havforskningsinstituttet 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 frarådingssone 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. Havforskningsinstituttet har derfor brukt lydmodellering for å vurdere lydnivåer og propagasjonsforhold ved 20 nmi fra en seismikk kilde i 3 ulike områder og bunndyp (Nordkappbanken, Vesterålen, Norskehavet sør og Nordsjøen) og diskutert utfordringene knyttet til dette. Resultatene viser at lydnivå, angitt som Sound Exposure Level (SEL), varierer mellom de ulike områdene (Tabell 2), men også at det er stor variasjon innad på samme området, avhengig av bunndyp og propagasjonsforhold, og at lydnivået 20 nmi unna kilden er svært ulik avhengig av hvilken retning fra kilden man måler.

*Tabell 2. 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 viser variasjon ved ulike retninger.*

| Sted            | Modelltype   | SEL ved 5 nmi (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) | SEL ved 10 nmi (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) | SEL ved 20 nmi (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ) |
|-----------------|--------------|---------------------------------------------------|----------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| Nordkappbanken  | Normal modes | 173–176                                           | 167–169                                            | 160–163                                            |
| Nordkappbanken  | 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 sør | Normal modes | 166–181                                           | 159–173                                            | 140–174                                            |
| Nordsjøen       | Normal modes | 173–176                                           | 164–171                                            | 152–165                                            |

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 gytefelt er å finne ut hvilken egenskap ved lyden og hvilket nivå av denne egenskapen som bør brukes som grense. Det er også viktig å huske at ulike arter har ulike høre- og reaksjonsterskler, og at fisk detekterer partikkelakselerasjon og ikke lydtrykk direkte.

Havforskningsinstituttet er åpne for å bruke lydgrenser til å bestemme frarådingssonen, men det vil kreve mer innsats i form av både modellering og målinger for å verifisere modellene. 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)

Havforskningsinstituttet fraråder seismikkaktivitet innenfor en sone på 20 nmi for ordinære seismiske undersøkelser og 5 nmi for borestedsundersøkelser rundt konsentrerte gytefelt for fisk.

### 3.4.2 - Sjøpattedyr

#### **Konsekvenser ved hørselsskade**

Ut ifra de oppgitte terskelverdiene for permanent hørselsskade (NMFS 2000; NOAA 2015) vil skade som følge av enkeltpulser fra seismikk være begrenset til et område mellom 50 og 100 m dersom en antar et kildenivå på 220–240 dB re 1  $\mu\text{Pa} \cdot \text{m}$  og sfærisk propagasjonstap ( $20 \cdot \log R$ )

Niser vil kunne risikere hørselstap dersom de utsettes for spissttrykk som overstiger 202 dB re 1  $\mu\text{Pa}$  (Tabell 1), noe som vil inntreffe 450 m fra en seismikk-kilde med kildenivå 255 dB (re  $\mu\text{Pa} \cdot \text{m}$ ) eller akkumulert lyd (vektet SEL, 155 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$ ) så nært som 30 m fra kilden. For en bardehval (lavfrekvente hvaler, Tabell 1) vil spissttrykk kriteriet (219 dB re 1  $\mu\text{Pa}$ ) oppnås ved en avstand på ca 65m, mens SEL kriteriet (183 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$ ) vil oppnås dersom dyret er nærmere enn 125m. (for detaljer, se Kvadsheim et al. 2020)

Ved samme kriterier vil midlertidig terskelskifte (Tabell 1) 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 responserskel, 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 responserskel 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 risikoreducerende effekt, men at denne varierer mellom ulike arter.

Ramp up kan derfor virke som en relativt effektiv måte å redusere skade hos sjøpattedyr, da særlig sensitive arter, og Havforskningsinstituttet tilråder derfor bruk av ramp up.

#### **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. Grønlandshvalen er en svært vokal hvalart, og Ahonen et al. (2017) rapporterer om deteksjon av syngende grønlandshval i Framstredet daglig mellom oktober og april. Denne populasjonen er sterkt utrydningstruet, men er beskyttet fra menneskelig aktivitet store deler av året grunnet isdekket gjør området ufremkommelig for skipsfart. Imidlertid er det forventet at isdekket gradvis vil minke grunnet global oppvarming, og at disse områdene blir mer attraktive for både oljeleting, turisme og annen skipsfart, noe som kan forstyrre den viktige vokaliseringen til grønlandshvalen (Ahonen et al. 2017).

Basert på overnevnte argumenter anbefaler Havforskningsinstituttet at det ikke gjennomføres seismikkundersøkelser i områder med grønlandshval, og at det brukes sjøpattedyrobservatører i områder hvor denne arten kan påtreffes slik at en unngår å skyte seismikk så lenge arten er i nærheten.

### **Konsekvenser av beiteforstyrrelser**

Bardehvaler er såkalt «capital breeder», hvilket betyr at de bruker lagret energi for reproduksjon og overlevelse. Dette gjør dem i stand til å vandre lange distanser mellom reproduksjon og fødsel og tropiske strøk, og beiting i arktiske farvann. Særlig hunndyr er avhengig av enorme energilagre for å være gravid, samt å produsere melk til kalven som dier i 6-12 mnd etter fødselen, og i tillegg i denne perioden vandrer sammen med kalven til beiteområdet. Dette ekstreme energibehovet (faste under vandring og med diende kalv), medfører at kun store hunner har kapasitet til å føde og oppfostre kalver. En nedgang i næringstilgang kan redusere sannsynligheten for suksessfull reproduksjon (e.g. Lockyer, 1981). Den høye kostnaden med å die for bardehvaler medfører at lavere energireserver vil føre til mindre kalver med dårligere kondisjon (Christiansen et al. 2014). Finnwhal, knølhval og vågehval er de mest tallrike artene av bardehval i norske farvann, og finnes hovedsakelig i Barentshavet om sommeren og høsten. Mesteparten av tiden disse tilbringer her, brukes til å beite eller vandre mellom klynger av byttedyr (Lydersen et al. 2020).

Det er økende mengder kunnskap som tilsier at de kraftigste responsene hos bardehval til lyd inntreffer når de beiter (eks. Goldbogen et al. 2013; Sivle et al. 2016; Kvadsheim et al. 2017; Southall et al. 2019; Boisseau et al. 2021).

Som beskrevet i avsnitt 3.2.2 er det relativt få studier av seismikk på sjøpattedyr i våre farvann. En svært omfattende studie i Australia har imidlertid funnet at effekten av seismikk på vandrende knølhval er liten, og at noen effekt på populasjonsnivå er høyst usannsynlig. Imidlertid bør en ta høyde for at a) studiet ble gjort på vandrende, ikke beitende knølhval som er i norske farvann, b) populasjonsmodellen antok forstyrrelser for bare en seismikkundersøkelse, c) knølhval er en art som er klassifisert som «lite responsiv» for lydforstyrrelser sammenliknet med f.eks. vågehval og nebbhval.

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 beiteadferd 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 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 (Harris et al. 2016; Sivle et al. 2014; Kvadsheim et al., 2017, Wensveen et al. 2019), 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.

Vågehval er en av de vanligste artene av sjøpattedyr i Norge, og har vist særdeles kraftige adferdsresponser til både sonar (1-3 kHz) (Sivle et al. 2015; Kvadsheim et al. 2016) og ADD (15 kHz) (Boisseau et al. 2021) i form av å svømme i rett linje bort fra lydkilden i høy hastighet, samt å endre dykkmønster. Boisseau et al. (2021) viser at en 15 minutters forstyrrelse kan forstyrre beiteadferd i opptil 45 minutter, og medføre et tap på rundt 5% av daglig matinntak. Dersom forstyrrelsen og responsen er langvarig/hyppig, vil dette over tid kunne medføre tapte energireserver som treng til vandring og oppfostring av kalver.

Basert på de overnevnte argumenter, fraråder Havforskningsinstituttet seismikkaktivitet 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.

Både narhval og grønlandshval er kjent for å være sensitiv til seismikk (Richardson et al. 1986; Robertson et al. 2013; Heide Jørgensen et al. 2021). Begge finnes også på rødlisten med status «sårbar» (narhval) og «sterkt truet» (grønlandshval). Undersøkelser i områder nord for åpnede 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. Hvor stor sone rundt fartøyet som overvåkes, varierer mellom landene som praktiserer dette (Weir & Dolman, 2007). I Storbritannia, Canada og Mexicogulven brukes 500 m rundt luftkanonen som sikkerhetssone. Australia har 3000 m, mens for New Zealand varierer den fra 200 til 1500 m avhengig av art. Russland er det en sikkerhetssone på 250 m for seler og 1000 m for hval. Bakgrunnen for disse sonene er som regel å unngå å utsette sjøpattedyr for lyd over en gitt terskel. F.eks. i Canada, er det argumentert at adferdsmessige og skadeeffekter kan inntreffe ved nivåer over henholdsvis 160 og 180 dB re 1 µPa. Ved å beregne lydtap kan man beregne ved hvilke avstander disse nivåene inntreffer. Imidlertid er jo dette svært varierende med bunndyp, oseanografiske forhold og ikke minst kildestørrelse (se også kap. 3.3). I tillegg er det variasjon mellom arter ved hvilke nivåer både skade og adferdsreaksjoner inntreffer. Imidlertid må sonene være slik at det er praktisk gjennomførbart; mange ulike soner for ulike arter kan bli vanskelig for en person å ha kontroll på, og avstanden må relativt lett kunne bedømmes, samt ikke større enn at dyret relativt lett kan observeres i de fleste værforhold. For en relativt stor kilde (8600 cu inch) viser generelle beregninger at et nivå på 180 dB inntreffe ca 950 m fra kilden, mens en liten kilde på 250 in<sup>3</sup> vil gi en sone på 50 m (Environment Australia 2001). For Grønlandshval, som dette er aktuelt for i Norge, er det ønskelig å forhindre både skade og endret adferd. Havforskningsinstituttet anbefaler derfor å bruke en sone på 1000 m rundt luftkanonen.

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.

### 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 gytevandingsruter i perioder for slik innvandring.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikk i en buffersone rundt gyteområdet og gytevandingsområdet 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 2022, samt beskrivelse av kartlag og hvordan disse kan lastes ned finnes i Vedlegg 1. Disse inngår også i meldesystemet til Oljedirektoratet.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval og råder til bruk av sjøpattedyrobserver i omkringliggende områder. Dersom en av disse artene påtreffes tilrår Havforskningsinstituttet at seismikkskyting avventes til dyret er mer enn 1000 m unna. Kart over disse områdene finnes i Vedlegg 1.

### 3.6 - Referanser

Abma, R., & Ross, A. (2015). Practical aspects of the popcorn source method. In *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2015* (pp. 164-169). 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. (2019). International Airgun Modeling Workshop: Validation of Source Signature and Sound Propagation Models—Dublin (Ireland), July 16, 2016—Problem Description. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 44(3), 565-574.

Ahonen, H., Stafford, K. M., de Steur, L., Lydersen, C., Wiig, Ø., & Kovacs, K. M. (2017). The underwater soundscape in western Fram Strait: Breeding ground of Spitsbergen's endangered bowhead whales. *Marine pollution bulletin*, 123 (1-2), 97-112.

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., & Dragoset, W. (2000). A brief overview of seismic air-gun arrays. *The leading edge*, 19(8), 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
- Chapman, C., Hawkins, A., 1969. The importance of sound in fish behaviour in relation to capture by trawls. *FAO Fisheries and Aquaculture Report (FAO)*, 62(3):717-729.
- 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.
- Dalen, J., Hovem, J.M., Karlsen, H.E., Kvadsheim, P.H., Mjelde, R., Pedersen, A., Skiftesvik A.B. 2009. Kunnskapstatus of forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. Rapport til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensingstilsyn. ISBN 82-7257-661-9
- 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
- Dellinger, J., Ross, A., Meaux, D., Brenders, A., Gesoff, G., Etgen, J., ... & Harper, M. (2016). Wolfspär®, an “FWI-friendly” ultralow-frequency marine seismic source. In *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2016* (pp. 4891-4895). Society of Exploration Geophysicists.
- 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
- 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

- Dhelie, P. E., Danielsen, V., Lie, J. E., Branston, M., Campbell, R., & Ford, R. (2018, August). Improving seismic data by using smaller more compact seismic air-gun sources. In Marine Acquisition Workshop 2018 (pp. cp-560). European Association of Geoscientists & Engineers.
- Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., Gordon, T. A. C., Halpern, B. S., Harding, H. R., Havlik, M. N., Meekan, M., Merchant, N. D., Miksis-Olds, J. L., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A. N., Radford, C. A., Simpson, S. D., ... Juanes, F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. In Science (Vol. 371, Issue 6529). American Association for the Advancement of Science (AAAS). <https://doi.org/10.1126/science.aba4658>
- 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
- Dunlop, R. A., Braithwaite, J., Mortensen, L. O., & Harris, C. M. (2021). Assessing Population-Level Effects of Anthropogenic Disturbance on a Marine Mammal Population. Frontiers in Marine Science, 8. doi:10.3389/fmars.2021.624981
- Eriksen, E., van der Meeren, G. I., Nilsen, B. M., Quillfeldt, C. H. & Johnsen, H. (2021). Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder – Miljøverdi. Rapport fra havforskningen 2021-26.
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., & Soldal, A. V. (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod ( *Gadus morhua* ) and haddock ( *Melanogrammus aeglefinus* ). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53(10), 2238-2249. doi:10.1139/f96-177
- Environment Australia (2001). Guidelines on the Application of the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act to Interactions Between Offshore Seismic Operations and Larger Cetaceans.
- 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
- Feltham A., Girard M., Jenkerson M., Nechayuk V., Griswold S., Henderson N. et al. 2017. The Marine Vibrator Joint Industry Project: four years on. Exploration Geophysics 49, 675–687
- 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.
- Goldbogen, J. A., Southall, B. L., DeRuiter, S. L., Calambokidis, J., Friedlaender, A. S., Hazen, E. L., . . . Tyack, P. L. (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 280(1765). doi:10.1098/rspb.2013.0657
- 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

Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O.A., Østensen, Ø., Fonn, M. and Haugland, E.K. Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*), ICES Journal of Marine Science, Volume 61, Issue 7, 2004, Pages 1165–1173

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.

Hegna, S. (2021). Estimation of the acoustic wavefield generated by a seismic vessel from towed-streamer data. First International Meeting for Applied Geoscience & Energy Expanded Abstracts. First International Meeting for Applied Geoscience & Energy. <https://doi.org/10.1190/segam2021-3580679.1>

Heide-Jørgensen, M. P., Hansen, R. G., Westdal, K., Reeves, R. R., & Mosbech, A. (2013). Narwhals and seismic exploration: Is seismic noise increasing the risk of ice entrapments? *Biological Conservation*, 158, 50-54. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.005

Heide-Jørgensen, M. P., Blackwell, S. B., Tervo, O. M., Samson, A. L., Garde, E., Hansen, R. G., ... & Ditlevsen, S. (2021). Behavioral response study on seismic airgun and vessel exposures in narwhals. *Frontiers in Marine Science*, 665. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.658173>

Henriksen, S., & Hilmo, O. (2015). Norsk rødliste for arter 2015. <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/EuropeiskPerspektiv>

Hubert, J., Cambell, J. A., & Slabbekoorn, 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).

Huserbråten, 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

Khodabandeloo, 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

Kok, A.C., Bruil, L., Berges, B., Sakinan, S., Debusschere, E., Reubens, J., de Haan, D., Norro, A. and Slabbekoorn, H., 2021. An echosounder view on the potential effects of impulsive noise pollution on pelagic fish around windfarms in the North Sea. *Environmental Pollution*, p.118063.

Kvadsheim PH, DeRuiter S, Sivle LD, Goldbogen J, Hansen RR, Miller P, Lam FP, Calambokidis J, Friedlaender A, Visser F, Tyack P, Kleivane L & Southall, B (2017). Avoidance Responses of Minke Whales to 1-4 kHz Naval Sonar. *Marine Pollution Bulletin* (2017): <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.037>

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

Laws, R. M., Halliday, D., Hopperstad, J. -F., Gerez, D., Supawala, M., Özbek, A., Murray, T., & Kragh, E. (2018). Marine vibrators: the new phase of seismic exploration. *Geophysical Prospecting*, 67(6), 1443–1471. <https://doi.org/10.1111/1365-2478.12708>

Langhammer, J., & Bennion, P. (2015, June). Triple-source simultaneous shooting (TS3), a future for higher density seismic?. In 77th EAGE Conference and Exhibition 2015 (Vol. 2015, No. 1, pp. 1-5). European Association of Geoscientists & Engineers

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

Long, A., & Tengehamn, R. (2018). Marine vibrator concepts for modern seismic challenges. ASEG Extended Abstracts, 2018(1), 1-4.

Lydersen, C., Vacquié-Garcia, J., Heide-Jørgensen, M. P., Øien, N., Guinet, C. and Kovacs, K. M. 2020. Autumn movements of fin whales (*Balaenoptera physalus*) from Svalbard, Norway, revealed by satellite tracking. *Sci. Rep.* 10, 16966: 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73996-z>

- 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.
- Matthews, M.-N. R., Ireland, D. S., Zeddies, D. G., Brune, R. H., & Pyć, C. D. (2020). A Modeling Comparison of the Potential Effects on Marine Mammals from Sounds Produced by Marine Vibroseis and Air Gun Seismic Sources. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(1), 12. <https://doi.org/10.3390/jmse9010012>
- Malme, C.I., Smith, P.W. and Miles, P.R. 1986. Study of the Effects of Offshore Geophysical Acoustic Survey Operations On Important Commercial Fisheries in California. Technical Report No. 1, Report No. 6125. Contract No. MMS 14-12-0001-30273. Prepared by BBN Laboratories Inc., Cambridge, Mass., for Battelle, Ventura Office, CA, USA. 92 s.
- Mauro, M., Pérez-Arjona, I., Perez, E.J.B., Ceraulo, M., 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.
- Meekan, M.G., Speed, C.W., McCauley, R.D., Fisher, R., Birt, M.J., Currey-Randall, L.M., Semmens, J.M., Newman, S.J., Cure, K., Stowar, M., Vaughan, B., Parsons, M.J.G., 2021. A large-scale experiment finds no evidence that a seismic survey impacts a demersal fish fauna. *PNAS*, 118: doi.org/10.1073/pnas.2100869118
- 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., Kvadsheim, 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, Kvadsheim, 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](http://www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/guidelines.htm)

Oscarsson-Nagel, M. D. C., W. Söllner, Ø. Trætten, B. Armstrong, D. Nams, and P. Yeatman. "Marine vibrator source: Modular system with folded oscillating surface." In 81st EAGE Conference and Exhibition 2019, vol. 2019, no. 1, pp. 1-5. European Association of Geoscientists & Engineers, 2019

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

Pearson, W. H., Skalski, J. R., & Malme, C. I. (1992). EFFECTS OF SOUNDS FROM A GEOPHYSICAL SURVEY DEVICE ON BEHAVIOR OF CAPTIVE ROCKFISH (SEBASTES SPP). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49(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.

Pramik, B., Bell, M. L., Grier, A., & Lindsay, A. (2015). Field testing the AquaVib: An alternate marine seismic source. In SEG Technical Program Expanded Abstracts 2015 (pp. 181-185). Society of Exploration Geophysicists.

Prior, M. K., Duncan, A. J., Sertlek, H. Ö., & Ainslie, M. A. (2019). Modeling acoustical pressure and particle acceleration close to marine seismic airguns and airgun arrays. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 44(3), 611-620.

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

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

Rogers, P., Debusschere, E., Haan, D. de, Martin, B., & Slabbekoorn, H. (2021). North Sea soundscapes from a fish perspective: Directional patterns in particle motion and masking potential from anthropogenic noise. In *The Journal of the Acoustical Society of America* (Vol. 150, Issue 3, pp. 2174–2188). Acoustical Society of America (ASA). <https://doi.org/10.1121/10.0006412>

Sabet, S. S., Wesdorp, K., Campbell, J., Snelderwaard, P., & Slabbekoorn, 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

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

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

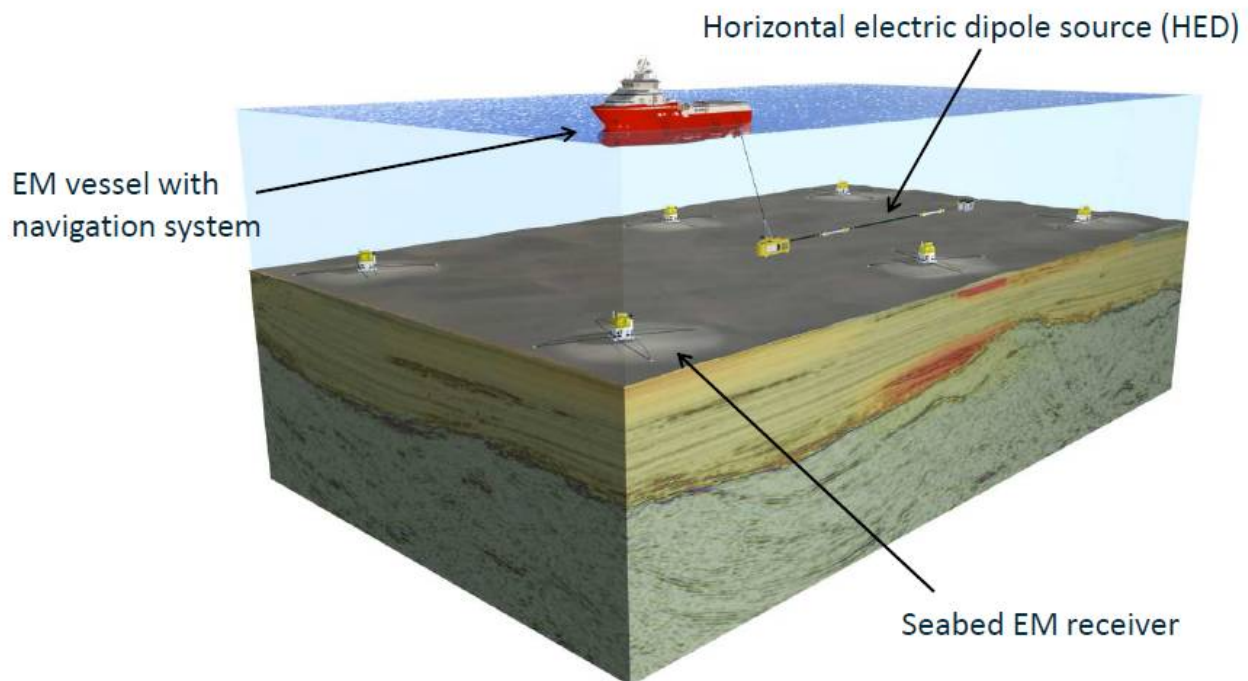
- Screen, J. A., & Simmonds, I. (2010). Increasing fall-winter energy loss from the Arctic Ocean and its role in Arctic temperature amplification. *Geophysical Research Letters*, 37. doi:10.1029/2010gl044136
- Sabet, S., Wesdorp, K., Campbell, J., Snelderwaard, P., & Slabbekoorn, H. (2015). Behavioural 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., Attack, 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
- Slabbekoorn, 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
- Smith, M. E., & Monroe, J. D. (2016). Causes and consequences of sensory hair cell damage and recovery in fishes. *Fish hearing and bioacoustics*, 393-417.
- 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
- van der Knaap, I., Reubens, J., Thomas, L., Ainslie, M.A., Winter, H.V., Hubert, J., Martin, B., Slabbekoorn, H., 2021. Effects of a seismic survey on movement of free-ranging Atlantic cod. *Current Biology*, 31(7):1555-62. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.01.050>
- 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.

- 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
- Weir, C.R. and Dolman, S.J. Comparative review of the regional marine mammal mitigation guidelines implemented during industrial seismic surveys and guidance towards a worldwide standard. *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 10:1–27, 2007
- 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
- Wensveen P, Isojunno S, Hansen R, von Benda-Beckmann A, Kleivane L, van IJsselmuide S, Lam FP, Kvadsheim PH, DeRuiter S, Curé C, Narazaki T, Tyack P, Miller P (2019). Northern bottlenose whales in a pristine environment respond strongly to close and distant navy sonar signals. *Proceedings of the Royal Society B* 286:20182592.
- 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 2), 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 2). 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 – 2100 m. (Buchanan 2011, Ellingrud & Larsen 2019; Mittet 2016, Mittet & Jensen 2018).



Figur 2.

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 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 3 og 4). 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 (Bazylinski et al. 2000) til insekter, krepsdyr, fisk, havskilpadder, fugler og pattedyr (Wiltshko & Wiltshko 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. Regnbueørrett som i embyostadiet blir utsatt for et spesifikt magnetfelt, statisk eller varierende, vil tiltrekkes tilsvarende magnetfeltet også på larvestadiet (Jakubowska et al., 2021). 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 3).

**Tabell 3.** 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          |

| Gruppe     | Taxa                       | Effekt    | Avstand (m) | Feltstyrke (nT) | Frekvens | Referanse             |
|------------|----------------------------|-----------|-------------|-----------------|----------|-----------------------|
| Solaborrer | <i>Lepomis microlophus</i> | 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 sol-genererte 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 eksposering 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 aksene (Buchanan 2011). Ved vertikale undersøkelser handler det om eksposering for høyere nivåer under en time for dyr nær kilden.

Det er sannsynlig at mange dyr kan tilpasse seg 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). Påvirkninger av antropogent magnetfeltet vil sannsynligvis også forekomme på bentiske krepsdyr, som reagerer på endringer av magnetfeltet i det geomagnetiske området og sterkere felt. Dette ble for eksempel rapportert hos spiny hummer (Boles and Lohmann, 2003; Ernst and Lohmann, 2016), men man fant ingen effekt på Europiske hummer (Taormina et al., 2020).

#### 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 uheldig. 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 indisier 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 4.

Elektriske signaler har et bredere bruksområde for marine dyr enn magnetiske signaler, spesielt blant bruskfisk. Mens magnetiske signaler hovedsakelig brukes til orientering og 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 adferds-spekter enn magnetiske felt. Terskelverdier for elektriske felt i forhold til deteksjon, adferdsendring eller fysiologiske effekter hos marine dyr varierer mye, og bruskfisk er klart mest følsomme (Tabell 4).

Tabell 4. 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</i> ; <i>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</i> ; <i>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  $\mu\text{V}/\text{cm}$  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; Lambooi 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 4; 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 sin evne til å føle elektriske felt, resulterte menneskeskapt elektrisk støy i redusert predasjonsavstand ved 1000 nV/cm og umuliggjorde i prinsippet 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 fluktesponser, 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 haier 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 bruskfiskarter 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 Havforskningsinstituttet 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.

Boles, L.C., Lohmann, K.J., 2003. True navigation and magnetic maps in spiny lobsters. *Nature* 421, 60–63.  
<https://doi.org/10.1038/nature01226>.

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., Fechhelm, 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.
- Ernst, D.A., Lohmann, K.J., 2016. Effect of magnetic pulses on Caribbean spiny lobsters: implications for magnetoreception. *J. Exp. Biol.* jeb.136036-. <https://doi.org/10.1242/jeb.136036>.
- 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.
- Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., Andrulewicz, E., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., Andrulewicz, E., 2021. Effects of magnetic fields related to submarine power cables on the behaviour of larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Mar. Freshw. Res.* 72, 1196–1207. <https://doi.org/10.1071/MF20236>
- 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.
- McCauley, R. D., Meekan, M. G., & Parsons, M. J. (2021). Acoustic Pressure, Particle Motion, and Induced Ground Motion Signals from a Commercial Seismic Survey Array and Potential Implications for Environmental Monitoring. *Journal of Marine Science and Engineering* , 9 (6), 571
- Meekan, M. G., Speed, C. W., McCauley, R. D., Fisher, R., Birt, M. J., Currey-Randall, L. M., ... & Parsons, M. J. (2021). A large-scale experiment finds no evidence that a seismic survey impacts a demersal fish fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences* , 118 (30).
- Metcalf, 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&lt;/em&gt;, 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 electrodetetection 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.

Taormina, B., Poi, C. Di, Agnalt, A.-L., Carlier, A., Desroy, N., Helena Escobar-Lux, R., D'eu G, J.-F., Freytet, F., Durif, C.M.F., 2020. Impact of magnetic fields generated by AC/DC submarine power cables on the behavior of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Aquat. Toxicol.* 220, 105401. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105401>

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., Sigray, 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

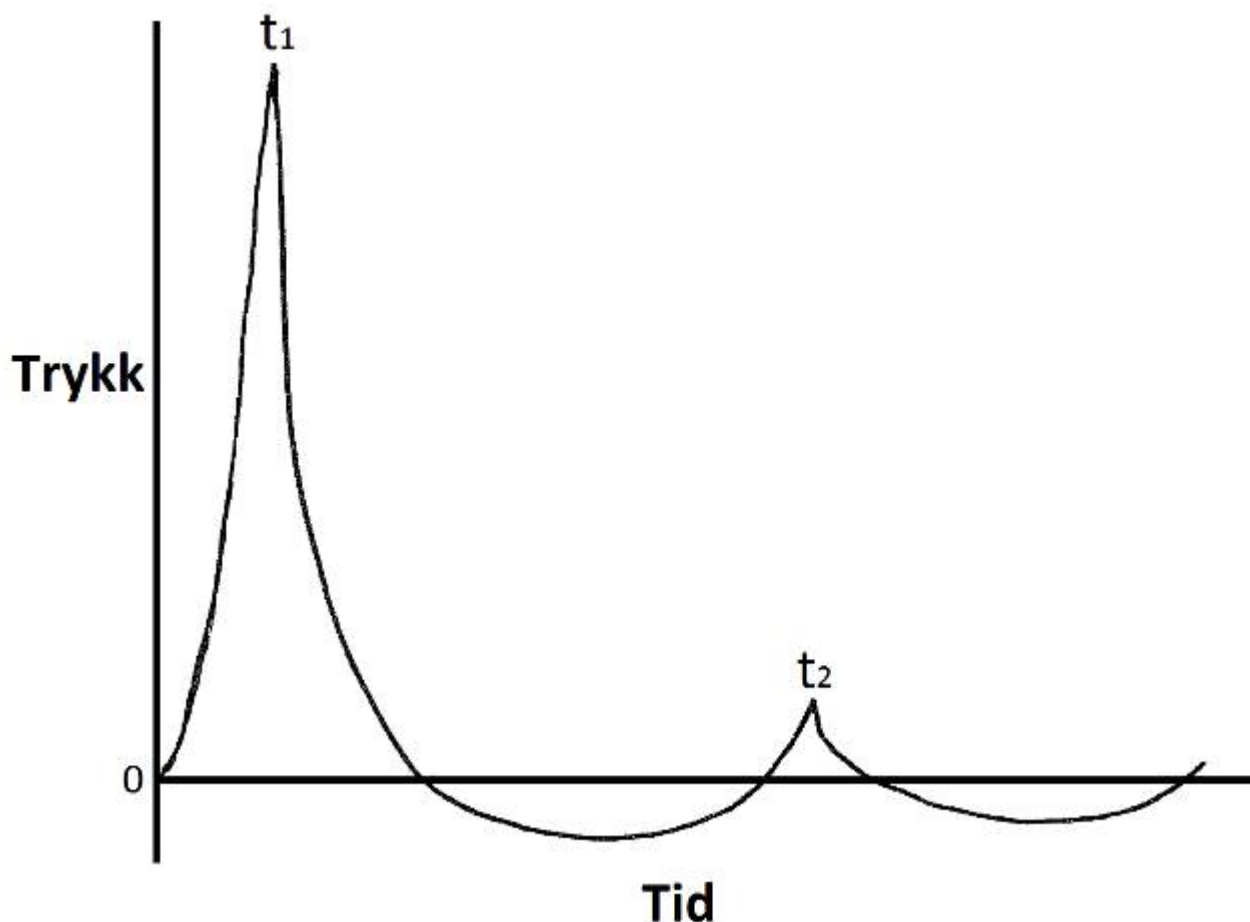
Havforskningsinstituttets rådgivning med hensyn til sprengningsarbeider har som hensikt å gi råd der målet er å begrense eller hindre skade på marint liv. Det er lite sannsynlig at lokale sprengninger i sjø har potensial til å påvirke fisk på populasjons- eller bestandsnivå (Govoni et al. 2008), og derfor 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 Kvadsheim 2018; Johnsen et al. 1994; Kjellsby 1993; Kjellsby og Kvalsvik 1997; Larsen et al. 1993; Soldal 1990; Trettenes 2006).

Rådgivningen denne rapporten omhandler gjelder i hovedsak sivile sprengningsarbeider, men vil også kunne gjelde demolering eller sprenging av militære etterlatenskaper i sjø. Havforskningsinstituttet er forøvrig involvert i det Europeiske programmet JPI Oceans (<http://www.jpi-oceans.eu/munitions-sea>) der man blant annet forsøker å finne løsninger på militære etterlatenskaper i sjø (Campana et al. 2016). Aktuelle sivile sprengningsarbeider Havforskningsinstituttet gir råd i forhold til kan være utbedring av skipsleder og andre arbeider der hele eller deler av sprengingen foregår i sjø eller har utslag i sjø. Et annet område det gis råd i forhold til er refraksjonsseismikk (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 lydhastigheten til eksplosivet) i eksplosivet (Kiran 2016). Hastigheten sjokkbølgen forplanter seg i sprengstoffet med, kalles detonasjonshastighet og vil variere for de ulike sprengstoff-typene. Når eksplosjonen skjer, foregår det kjemiske reaksjoner som avgir mye energi og gass. Gassen som dannes, fortegner mediet rundt så hurtig at det skaper en sjokkbølge. En sjokkbølge er en trykkbølge som gir en veldig brå endring i trykk, temperatur og tetthet i mediet, og som forplanter seg raskere enn lydhastigheten i mediet (Kjellsby 1993). Militære eksplosiver har generelt høyere detonasjonshastighet enn eksplosiver til 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 trykkpulsen fra detonasjonen vil det være en betydelig gassutvikling, som også har en sprengningsvirkning. Eksplosivet sin sprengvirkning blir, for sivile sprengninger, ofte relatert til ANFO (Amonium nitrate fuel oil) sin sprengvirkning med et forholdstall. For militære eksplosiver blir gjerne TNT (Trinitrotoluen), som har en helt annen karakteristikk enn ANFO, brukt som referanse.

Ved bergsprengning er det trykkpulsen som først knuser berget (Fauske 2007), videre er det gassutviklingen som ytterligere river berget fra hverandre. Selv om mye av energien fra en sprengning går med til å knuse og rive berget fra hverandre, vil det i vann oppstå en kraftig trykkpuls samt påfølgende boblepuls (Cole 1948), se Figur 3.



Figur 3. 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 3, 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 slå i svime 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 kavitatsjonsfelt (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 boblepulsen i forbindelse med boblens kollaps. 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 et signifikant 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 adferdseffekter 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 for eksempel som følge 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 spisstrykksnivåer over 210 dB 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 Wright & Hopky (1998) og Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht (2014).

Et tiltak som er mye brukt, er å sette av en fenghetts 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.

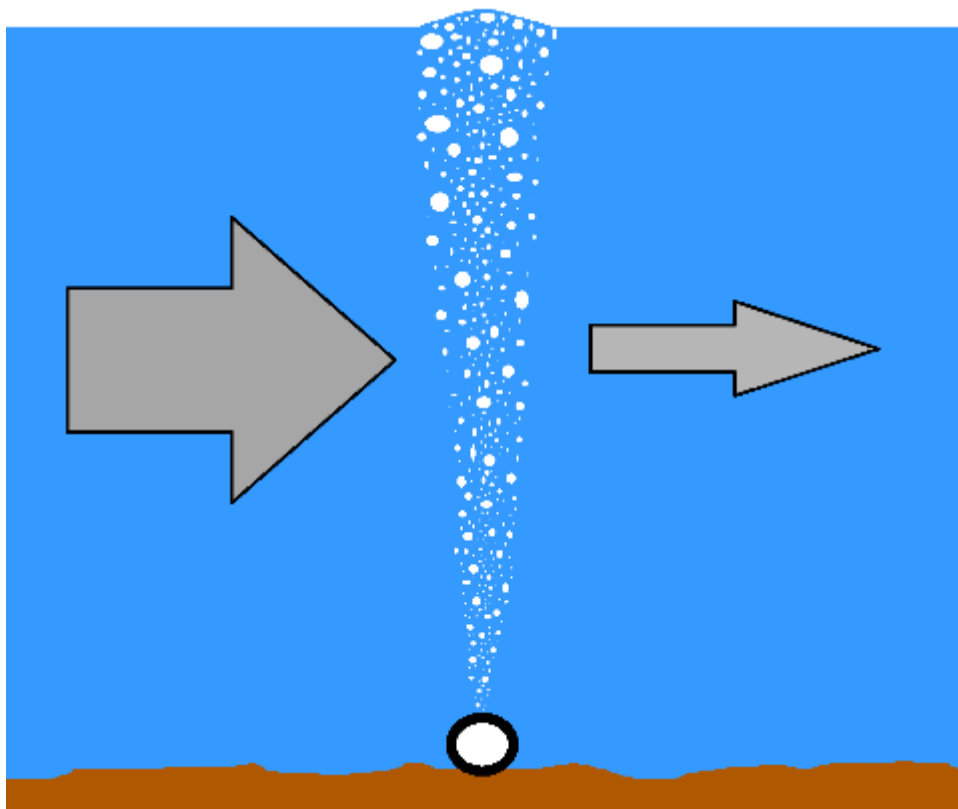
Trykket  $t_1$  som oppstår som følge av detonasjonen, vil være avhengig ikke bare av sprengstoffmengden, men også av detonasjonshastigheten. Valg av riktig sprengstofftype (Meyer et al. 2002) og andre tiltak som reduserer

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 t1 (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 trykkipulser 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 & Kvadsheim 2018). Boblegardin blir i andre deler av verden brukt nærmest som standard for å begrense skade på marint liv, men tiltaket er lite brukt i Norge. Havforskningsinstituttet deltar i et prosjekt som vurderer lydforplantning og mulige effekter på fisk av undervannsdetonasjoner med og uten boblegardiner, dette arbeidet vil konkluderes i 2022.



*Figur 4: 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 & Kvadsheim 2018; Johannessen et al. 2018; Keevin et al. 1997; Schmidtke

2010). Denne begrenser trykkpulsene fra sprengningen fra å forplante seg i sjøen ved at trykkpulsene 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 4. Dette prinsippet er ofte brukt til omrøring av vannsjikt i mindre poller eller i ferskvann med stillestående vann mot bunnen som gir opphopning av hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S). 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 (Samuelsen 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 fenghetten 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 tomt for fisk. Avhengig av prosjektets omfang bør det også vurderes å utføre biologisk overvåkning, da estimert lydtrykk ikke nødvendigvis er tilfredsstillende for å evaluere potensielle negative adferdseffekter.

- 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 deladninger (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., Rossland, H. K., Sprovieri, M., Sternheim, J. (2016): Research and innovation to address munitions in the sea by JPI Oceans Joint Programming Initiative - Healthy and Productive Seas and Oceans, NATO Research Workshop on "Sea Dumped Munitions and Environmental Risk". Varna, Bulgaria. 11 to 13 Oct.
- 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.
- Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht (2014) Guidance to Manage the Risk to Marine Mammals from Man-made Sound Sources in Irish Waters . Dublin, Ireland, Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, 58pp. DOI: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-176>
- 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 Coastal Engineering Project. *Journal of Coastal 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., Dillum, O. & Bjerketveit, B. (2018). Trykkløsedemping ved sprengning under vann - småskåletester av boblegardin og luftfylte materialer. FFI rapport 17/16837.

Johnsen, G. H., Kålås, S., Kambestad, A. (1994). Vurdering av skader på fisk ved undervannssprengninger i Raudbergsbukta 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., Hempen, G. L., Schaeffer, D. J. (1997). Use of a bubble curtain to reduce fish mortality during explosive demolition of locks and dam 26. Mississippi river, International Society of Explosives Engineers, Proceedings of the twenty-third annual conference on explosives and blasting technique. Feb. 2-5, Las Vegas, Nevada U.S.A.

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 undervannssprengninger, Forsvarets forskningsinstitutt, FFI/rapport-93/2004.

Kjellsby, E., Kvalsvik, K. (1997). Begrensning av skade på marin fauna ved undervannssprengninger, Forsvarets Forskningsinstitutt, FFI/rapport-97/04847.

Koschinski, S. (2011). Underwater Noise Pollution From Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marine 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.

Lambooj, 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-%20tiltak011017.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., Zeddis, 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.

Samuelsen, 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 undervannssprenginger 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 - Vindkraft til havs

### 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 nå åpnet to spesifikke havområder for vindkraftproduksjon og foreslått flere områder for framtidig åpning (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 vindkraftanlegg, 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 vindkraftanlegg på marine organismer

Kunnskapsgrunnlaget er gjennomgått i detalj i en egen rapport (de Jong et al. 2020b) og derfor bare kort oppsummert her. Vindkraftanlegg 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 til havs 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

Lydkilder 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 enkelt-slag over en periode. Spisstrykket kan være omtrent 220 dB re 1  $\mu$ Pa 10 meter fra en påle med diameter på 0.75 cm og 200 dB re 1  $\mu$ Pa 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  $\mu$ Pa og SEL på 165 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup> 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 vindkraftanlegg.

### 6.2.2 - Produksjonsstøy

Lydnivået av vindturbiner er mye lavere enn lydene under konstruksjonsfasen, men dette er kontinuerlig lyd som er tilstede så lenge vindturbinene er i drift, så tidsaspektet er derfor mye lengre enn for produksjonsstøyen. 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 og i undergrunnen. 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). Vinkraftanlegg kan påvirke oseanografiske forhold som videre kan påvirke lydutbredelsen i vannet; lagdeling/skikt som påvirker lydutbredelse, temperatur som påvirker lydhastighet.

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 2016, 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 målt høye transiente lyder som kommer sannsynligvis fra strekk i ankerkjettingene (Martin et al. 2011) JASCO).

Flere rapporter har nylig beskrevet effekten og kunnskapshull om effekter av støy i utbyggingsfase (Thomsen et al. 2006; Copping & Hemery 2020; Farr et al. 2021). Det blir argumentert at fordi støy i utbyggingsfasen er mye høyere enn støy i driftsfasen, er risikoen for påvirkning størst i den perioden. Imidlertid er utbyggingsfasen begrenset i tid (måneder), mens produksjonsfasen mye mer langvarig (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; Kvadsheim et al. 2020). Støy kan dermed påvirke for eksempel predator-byttedyr interaksjoner (Simpson et al. 2016), reproduksjon (de Jong et al. 2020a) og hvordan vertebrater 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 vindkraftanlegg (eks endringer i elektromagnetiske felt og strøm-mønster) 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 vindkraft til havs er det viktig å se effektene i sammenheng og trekke konklusjoner på populasjonsnivå.

For vindkraftkonsesjoner 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 pæling 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 i forbindelse med vindkraftanlegg

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 vindkraftanlegg i norske farvann fraråder Havforskningsinstituttet 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 gytevandingsruter 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 forankring
- Havforskningsinstituttet anbefaler innsamling av data for å undersøke i hvilken grad, vindkraftanlegg endrer lydbildet. Innsamlede 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](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

Farr, H., Ruttenberg, B., Walter, R. K., Wang, Y.-H., & White, C. (2021). Potential environmental effects of deepwater floating offshore wind energy facilities. In *Ocean & Coastal Management* (Vol. 207, p. 105611). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105611>

Hawkins AD, Popper AN. 2017. A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES Journal of Marine Science* 74:635–651. DOI: 10.1093/icesjms/fsw205.

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 Edinburgh

Martin, B, MacDonnell, J, Vallarta, J, Lumsden, E and Burns, R. 2011. HYWIND Acoustic Measurement Report: Ambient Levels and HYWIND Signature. Technical report for Statoil by JASCO Applied Sciences.

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](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>.

## 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.

### 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 sårbare 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 fisken skremmes bort fra gyteplassen tidlig i sesongen, er det få fisk som har gytt. Senere i gytesesongen er en 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 og hvor denne vandringen finner sted.

### 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 knølhval, 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.

Viktige områder for Grønlandshval («hotspots») er lokalisert ved nordøstlige Grønland, samt rund Frans Josefs land og i Framstredet (Hamilton et al. 2020).

Narhval forekommer hovedsakelig på kysten av Grønland, men kan påtreffes i de nordligste områdene av Spitsbergen (Hamilton et al. 2020).

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. I tillegg er det gjennomført en del merking av hval med satelittmerker, som muliggjør sporing av dens bevegelse over tid. 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 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 vi har pr. i dag ikke godt nok kunnskapsgrunnlag til å kartfeste dette skikkelig i tid og rom. 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). En ny sammenstilling av merkedata for finnhval har identifisert enkelte områder sørvest av Spitsbergen, samt rundt Bjørnøya og Jan Mayen som viktige beiteområder for finnhval (Lydersen et al. 2020). Beiting i disse områdene foregår hovedsakelig frem til midten av september. Slike merkedata er særlig verdifulle da de i tillegg til å bare fortelle hvor hvalen er, kan brukes til å identifisere bevegelsesmønstre og hvilken type adferd den representerer, og derfor gir direkte informasjon om hvor hvalen faktisk beiter.

*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).

En sammenstilling av data for alle disse tre artene viser at de områdene hvor de er mest tallrike er rundt Svalbard og i nærheten av Jan Mayen (Hamilton et al. 2020).

### **Endringer fra 2021 – 2022**

Frarådingskartene for 2022 har blitt oppdatert basert på ny kunnskap. Her er en oversikt over endringene som har blitt gjort.

#### *Ny art: Polartorsk*

Polartorsk er sammen med lodde en nøkkelart i Barentshavet hele året (Eriksen et al. 2021) og beskrevet som «sterkt truet» på rødlisten fra 2021 (Artsdatabanken 2021). Polartorsken lever i arktiske vannmasser og er derfor sterkt påvirket av nedgang i ismengde (Huserbråten et al. 2019). Ytterligere oppvarming kan føre til at den allerede reduserte bestanden av polartorsk i Barentshavet vil fortsette å minke (Eriksen et al. 2015, 2020, Huserbråten mfl. 2019). Det anses derfor særdeles viktig å inkludere polartorskens gyteområde i frarådingskartene.

Gyteområde er kartlagt og inkludert i såkaldte «særlig sårbare områder» (SVO) i Barentshavet (Eriksen et al. 2021). Gyting kan forekomme fra november til april, med topp-gyting i jan-feb. (Aune et al. 2021). Data tyder på at gyting er tidlegare i kalde år enn varme, og tidlegare når bestanden er stor enn når han er liten.

Gyldigheten til dette kartet for bruk i fraråding settes derfor fra 1.nov til 28.februar.

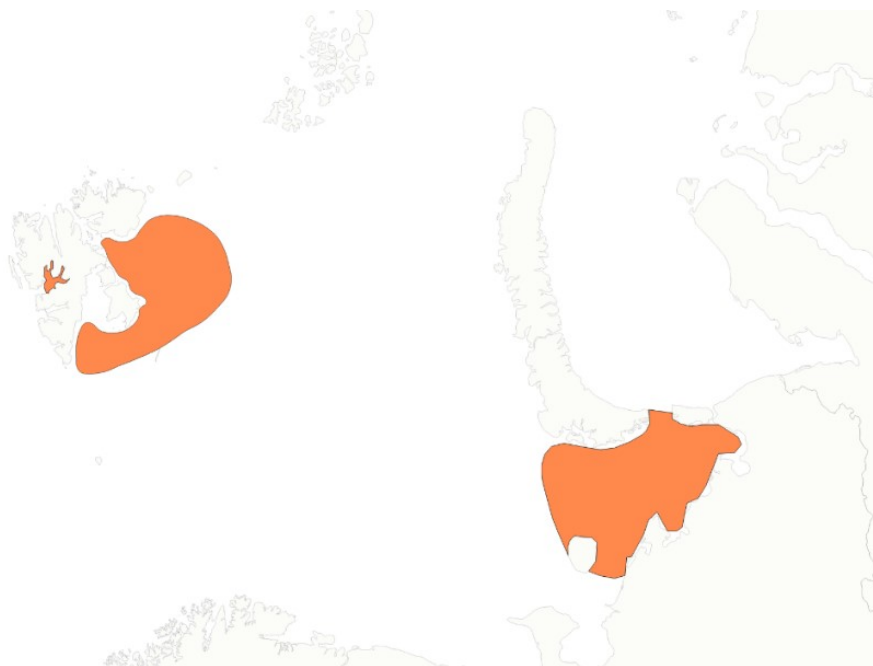


Fig. A1.1. Gyteområde for polartorsk.

#### *Oppdatert gytekart: Nordsjøtorsk*

En nylig publisert rapport basert på arbeidet fra en ekspertgruppe inneholder en grundig gjennomgang av tilgjengelig litteratur og data for nordsjøtorsk (Graham & Olsen, 2021) har vist at denne bestanden, som er i dårlig forfatning, har et noe endret gyteområde enn tidligere. Her er gjennomgått både kommersielle fangster og toktdata, og man har modellert forekomst av kjønnsmoden torsk fra 2008-2019. Resultatene viser mindre gyting sør i nordsjøen, og mer rundt Shetland. Dette danner grunnlag for oppdatert gytekart.



Fig. A1.1. Gyteområde for polartorsk.

### *Oppdatert gytekart: Nordøstarktisk torsk*

Gytekartet for Nordøstarktisk torsk har blitt oppdatert basert på informasjon fra forskningstøkt og fiskeri i de siste årene (Korsbrekke og Thorsen, 2020, Toktrapport fra 2021 er ikke publisert ennå, men se: <https://www.hi.no/hi/nyheter/2021/april/skreitøktet-2021-er-i-havn>). Det er et område rundt Lofoten som har blitt endret. Gytekartet for Nordøstarktisk torsk er delt inn i varme og kalde perioder. Nå er vi i en varm periode. Derfor er det oppdaterte området rundt Lofoten, og kart som gjelder for varme perioder inkludert i frarådingskartet. Frarådingsperioden er den samme som tidligere.



Figur A1.3. Oppdatert frarådingskart for Nordøstarktisk torsk

### *Oppdatert gytekart: Kysttorsk*

Kartlegging av gytefelt i kystsonen er pågående arbeid der det er to tokt hvert år som dekker ulike områder i en rotasjon. Det tar 5-7 år å dekke hele Norgeskysten. Data om nye gytefelt blir levert til Fiskeridirektoratet og blir oppdatert på deres kartserver Yggdrasil. Frarådingskartet for kysttorsk er basert på data fra fiskeridirektoratet siden de blir oppdatert først, men det jobbes med å samkjøre Havforskningsinstituttet sine kart for kysttorsk med de fra fiskeridirektoratet. I løpet av 2021 har det kommet inn mer data som har blitt inkludert i frarådingskartet for 2022. Dette førte ikke til endringer i frarådingskartet denne gangen siden de oppdaterte områdene i gytekartet ikke var definert som nasjonalt eller regionalt viktige samtidig som de lå ubeskyttet til langs kysten.

Siden bare gytefeltene som ligger ubeskyttet i forhold til seismikk i havet er med i frarådingskartene for kysttorsk må ikke dette kartlaget brukes i forbindelse med andre typer aktiviteter, som for eksempel

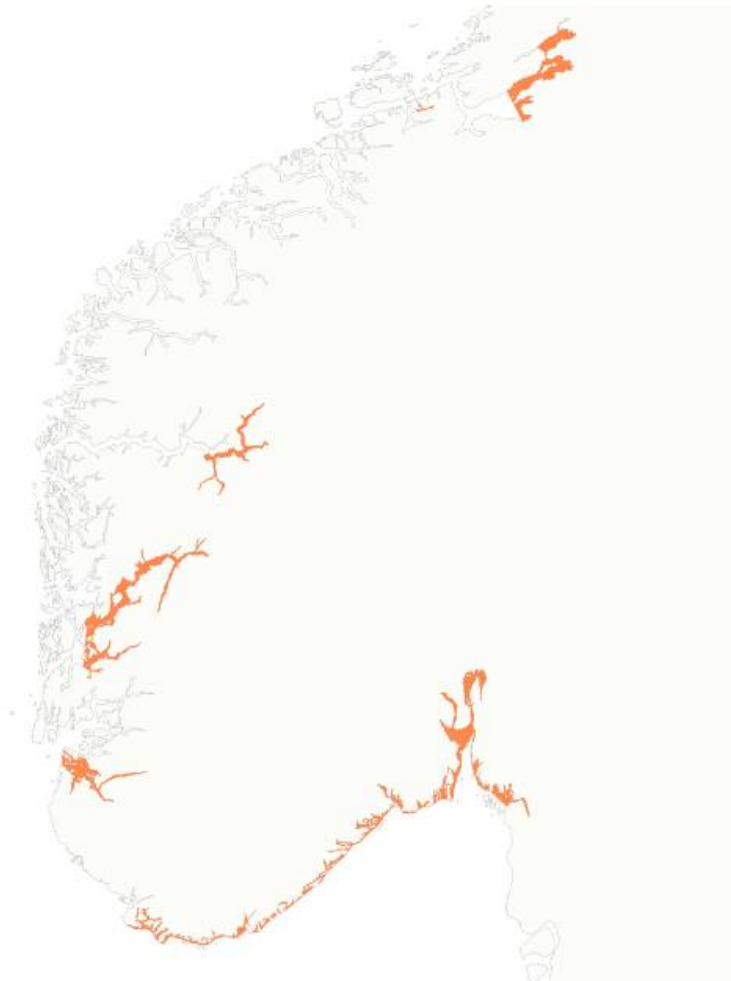
sprengingsarbeid i fjorder.



Figur A1.4. Gytekartet til kysttorsk er endret i løpet av 2021, men endrignene påvirket ikke frarådingskartet fordi de nye områdene ikke var definert som regionalt eller nasjonalt viktige samtidig som de lå ubeskyttet til langs kysten.

### Oppdatert gytekart: Brisling

De samme kartleggingstoktene som beskrevet for kysttorsk har samlet inn data for gytefelt for brisling. Kartleggingen av gytefelt har hovedfokus på torsk og gjennomføres derfor i den viktigste perioden for torsk (mars-april), det vil si noe tidligere enn hovedgyteperioden for brisling. Brisling gyter over en lang periode, men langs norskekysten regnes mai-juni som den viktigste gyteperioden. Det offisielle gytekartet for brisling har blitt oppdatert basert på resultatene fra kartlegging av gytefelt i perioden 2007-2021. Frarådingskartet for brisling har derfor også blitt oppdatert (Figur A1.5).



Figur A1.5. Oppdatert frarådingskart for brisling.

### ***Oppdatert beiteområde for hval***

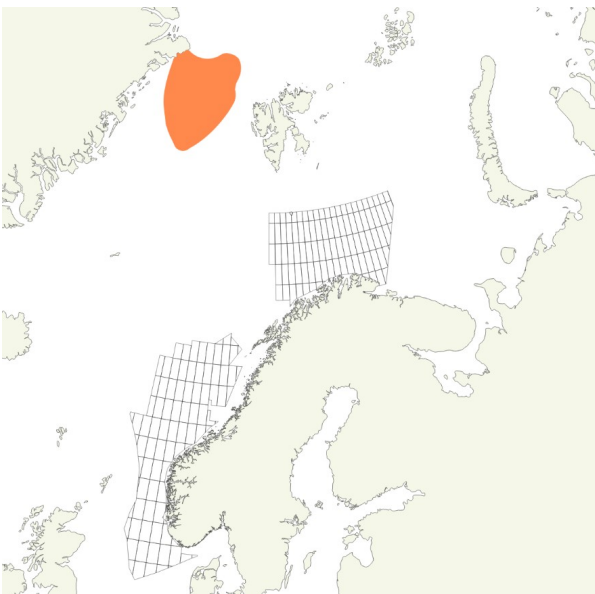
Tidligere bestod beitekart for bardehval av to kartlag; et med gyldighet 1.juli til 30. september som viser et område øst og et vest for Spitsbergen, og et med gyldighet 1.okt til 15.nov som viste bare den østlige delen . Ny kunnskap viser at området vest for Spitsbergen også er viktig senere på høsten (Hamilton et al. 2020; Lydersen et al. 2021), og derfor vil begge områdene inngå i frarådingskart over hele gyldighetsperioden, som er endret til 1. juli til 31.okt. Videre viser Hamilton et al. (2021) to «hotspot» beiteområder for bardehval som ikke har vært inkludert i tidligere beitekart; et rett sør for Bjørnøya, og et litt sørøst av Spitsbergen. Nytt kart er vist i Figur A1.6.



Figur A1.6. Nytt beitekart som inngår i frarådingskart for 2022, gyldighet er 1.juli til 31.okt.

#### *Nytt kartlag: Tilråding av sjøpattedyrobservatør (MMO)*

Det har vært tilrådet å bruke sjøpattedyrobservatører i områder hvor grønlandshval kan påtreffes siden 2018. Imidlertid har vi tidligere ikke hatt noe kartgrunnlag for hvor dette er. En ny studie viser at viktige områder for Grønlandshval («hotspots») er lokalisert ved nordøstlige Grønland, samt rund Frans Josefs land og i Framstredet (Hamilton et al. 2020). Dette kartmateriale er brukt som grunnlag for et kart over hvor det tilrådes å bruke sjøpattedyrobservatører om bord på tokthvor det skal benyttes seismikk.



Figur A1.7. Kart over området hvor det anbefalles bruk av sjøpattedyrobservatør for å unngå bruk av seismikk dersom det finnes grønlandshval i nærheten.

#### **Frarådingskart**

Siden 2018 har Havforskningsinstituttet benyttet frarådingskart som viser for hvilke områder og perioder det er frarådet å drive med seismikk eller elektromagnetiske undersøkelser. Frarådingskartene er en

sammenslåing av ulike kartlag, som hver representerer et gyte- eller beiteområde. Frarådingskartene er laget med en gyldighetsperiode på 2 uker, og kartlagene utgjør da gyte/beitekartene for de bestander som gyter/beiter i denne 2 ukers bolken. For eksempel består frarådingskart for 1.-15. januar av gytekartene til alle bestander fra listen som gyter i perioden 1.-15. januar; (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). Rundt alle frarådingskartene ligger også en buffersone på 20 og 5 nmi, som brukes for henholdsvis ordinære seismikkundersøkelser og borestedsundersøkelser.

Frarådingskartene kan sees her: [Geodata fra Havforskningsinstituttet \(imr.no\)](https://geodata.fra.havforskningsinstituttet.no) hvor det ligger en egen fane kaldt «Frarådingskart 2022» med underfaner for de ulike periodene gjennom året.

Bestander og kartlag som rådgis for, og er inkludert i frarådingskartene for 2022 er angitt i Tabell A1. En kan få opp informasjon om kartlaget ved å klikke på det. Da kommer en liten tabell med data under kartvisningen.

*Tabell A1. Liste over bestander som rådgis for i 2022, samt hvilke perioder som frarådes for hver av disse. Kartlagnavn på geoserver viser til kartet som kan finnes her: <http://maps.imr.no/geoserver/web/>. Der en velger «Layer Preview» i venstre kolonne og deretter søke etter kartlaget med oppgitt navn i tabellen. En kan få opp informasjon om kartlaget ved å klikke på det. Da kommer en liten tabell med data under kartvisningen.*

| Art           | Sårbar aktivitet | Periode for fraråding | kartlagnavn geoserver                        | lenke                      |
|---------------|------------------|-----------------------|----------------------------------------------|----------------------------|
| Nordsjøtorsk  | Gyting           | 1. jan. - 31. mar.    | ikke oppdatert                               |                            |
| Nordsjøsei    | Gyting           | 1. jan. - 31. mar.    | fisk:NordsjoSei_gyteomrade_hoy_konsentrasjon | <a href="#">nordsjøsei</a> |
| Øyepål        | Gyting           | 1.jan. - 30. apr.     | fisk:Oyepaal_gyteomrade_hoy_konsentrasjon    | <a href="#">øyepål</a>     |
| Kysttorsk sør | Gyting           | 1. jan. - 30. apr.    | Gytefelt Torsk MB *                          | ikke publisert             |
| Polartorsk    | Gyting           | 1. jan. - 28. feb.    | ikke oppdatert                               |                            |
| Tobis         | Gyting           | 1. des.-31. jan.      | fisk:Tobis_gyteomrade                        | <a href="#">tobis</a>      |

|                |              |                     |                                                                 |                                    |
|----------------|--------------|---------------------|-----------------------------------------------------------------|------------------------------------|
| Blåkveite      | Gyting       | 1. des. -31. jan.   | fisk:blaakveite_gyte                                            | <a href="#">blåkveite</a>          |
| NVG Sild       | Gytevandring | 15. jan. - 31. jan  | seismikk:nvg_sild_vandring_havet                                | <a href="#">sild gytevandring</a>  |
| NVG Sild       | Gytevandring | 15. jan. - 31. mar. | seismikk:nvg_sild_vandring_kyst                                 | <a href="#">sild vandring kyst</a> |
| NVG Sild       | Gyting       | 1. feb. - 31. mar.  | fisk:nvg_sild_gyte                                              | <a href="#">sild</a>               |
| Lodde          | Gytevandring | 1. feb - 15. mar.   | fisk:lodde_bw                                                   | <a href="#">lodde vandring</a>     |
| NEA sei        | Gyting       | 1. feb - 31. mar.   | fisk:Sei_gyteomrade_hoy_konsentrasjon                           | <a href="#">sei</a>                |
| Nordsjøhyse    | Gyting       | 1. feb - 30. apr.   | fisk:Nordsjohyse_gyteomrade_hoy_konsentrasjon                   | <a href="#">nordsjøhyse</a>        |
| Kysttorsk nord | Gyting       | 1. feb - 15. mai    | <a href="#">Gytefelt Torsk MB *</a>                             | ikke publisert                     |
| Lodde          | Gyting       | 15.feb - 15. apr.   | fisk:lodde_gyte                                                 | <a href="#">lodde gyte</a>         |
| Vanlig Uer     | Gyting       | 1. mar. - 30. apr.  | fisk:vanliguer_gyte                                             | <a href="#">uer</a>                |
| NEA hyse       | Gyting       | 1. mar. - 15. mai.  | fisk:hyse_nea_gyteomrade                                        | <a href="#">NEA hyse</a>           |
| NEA Torsk      | Gyting       | 15.mar - 30. apr.   | fisk:torsk_nea_gyte                                             | <a href="#">NEA torsk</a>          |
| Brisling       | Gyting       | 1. mai - 30. jun.   | Brisling gyteområde høy konsentrasjon - bare indre del av fjord | <a href="#">ikke publisert</a>     |
| Blålange       | Gyting       | 15. mai - 15. jun.  | Ikke publisert                                                  |                                    |

|           |              |                    |                                  |                                    |
|-----------|--------------|--------------------|----------------------------------|------------------------------------|
| Hval      | Beiting      | 1. jul. - 31. okt. | ikke publisert                   | ikke publisert                     |
| NEA Torsk | Gytevandring | 1. jan. - 31. mar. | seismikk:torsk_nea_vandring      | <a href="#">NEA torsk vandring</a> |
|           |              |                    |                                  |                                    |
| NEA Torsk | Gytevandring | 1. jan. - 31. mar. | seismikk:torsk_nea_vandring      | <a href="#">torsk NEA vandring</a> |
| NVG Sild  | Gytevandring | 15. jan -31. jan.  | seismikk:nvg_sild_vandring_havet | <a href="#">sild gytevandring</a>  |
| NVG Sild  | Gytevandring | 15. jan - 31. mar. | seismikk:nvg_sild_vandring_kyst  | <a href="#">sild vandring kyst</a> |
| Lodde     | Gytevandring | 1. feb. - 15. mar. | fisk:lodde_bw                    | <a href="#">lodde vandring</a>     |

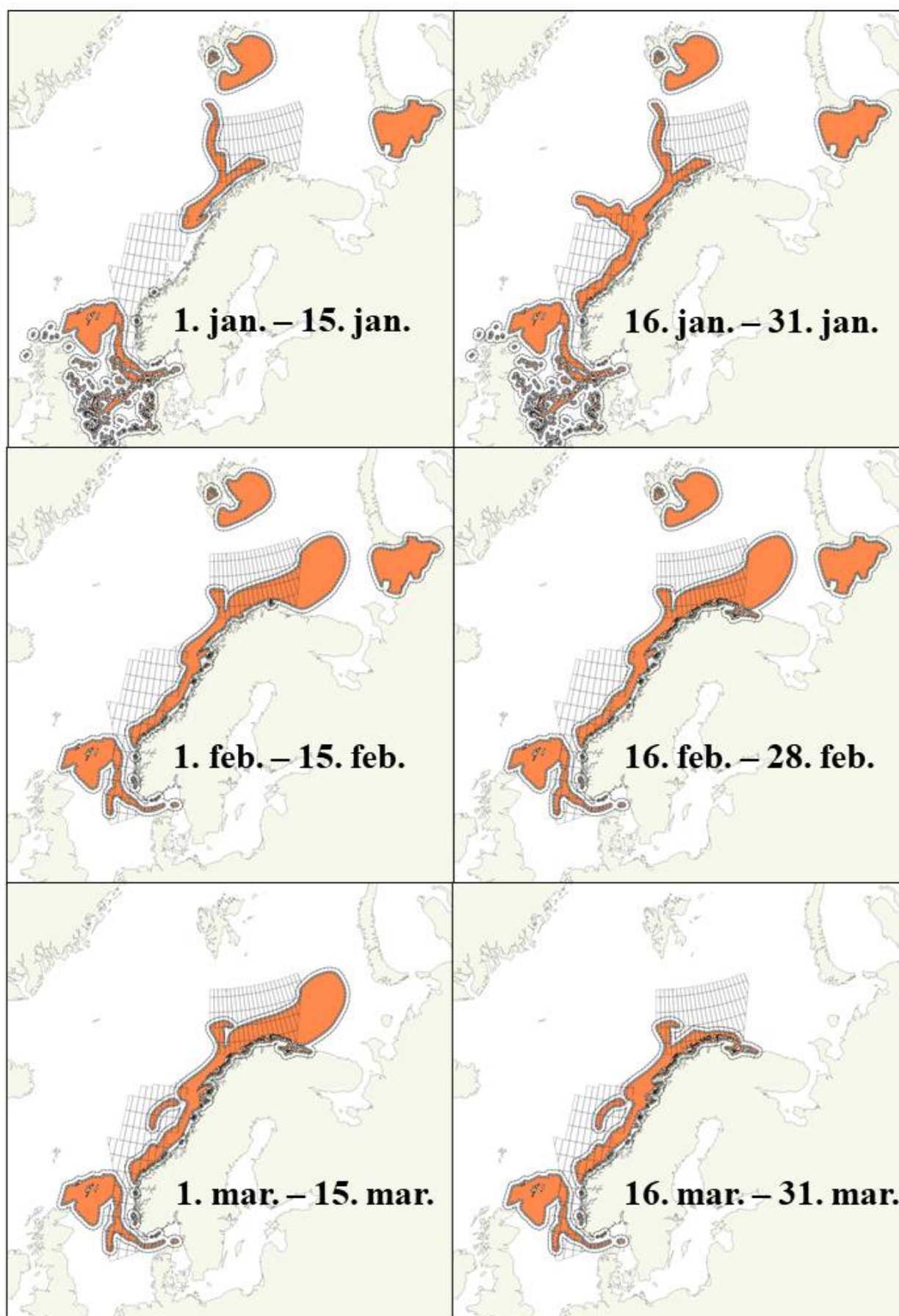
\* Forklaring til kartlag som ikke er oppdatert:

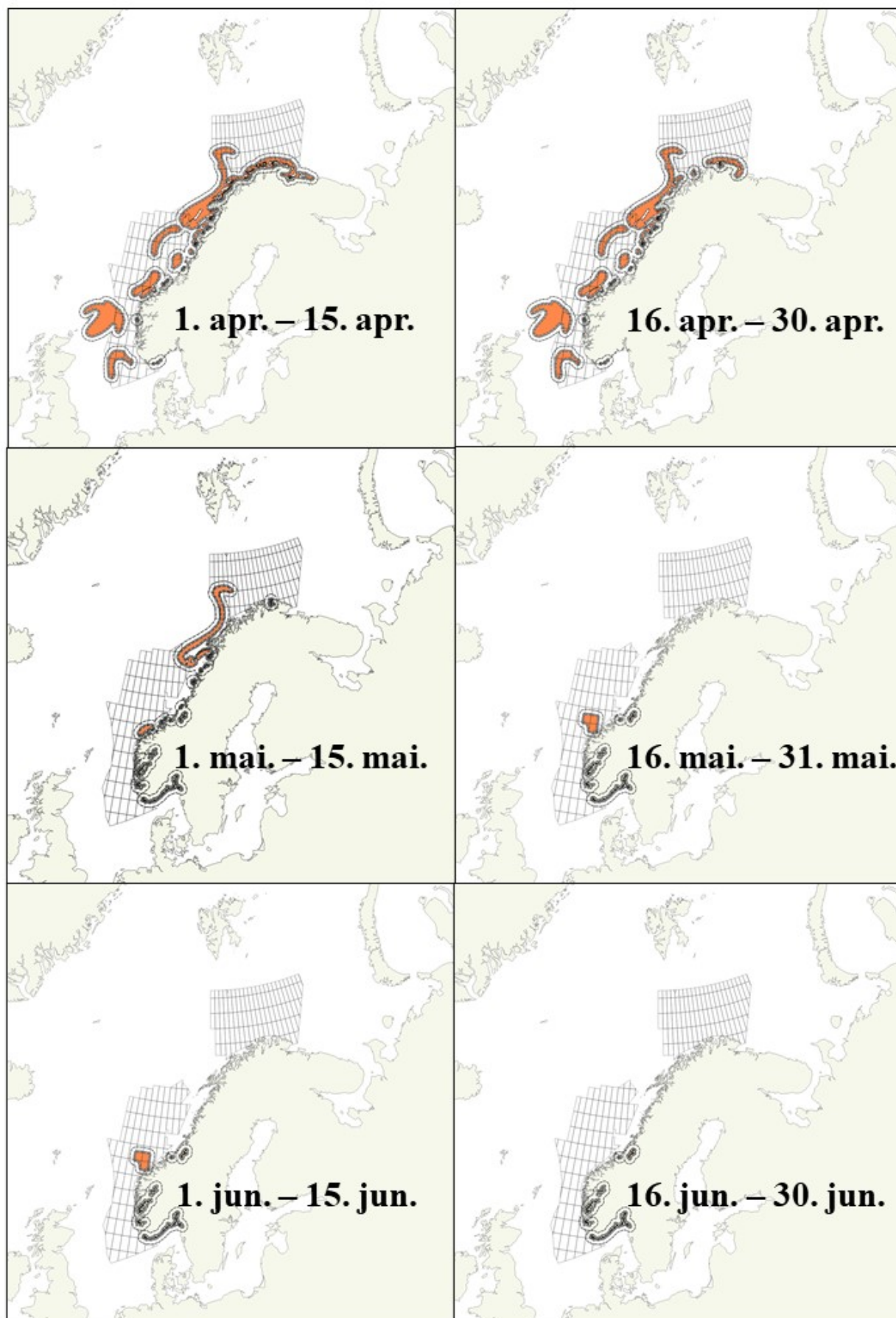
Kartene for Polartorsk, Nordsjøtorsk, NEA torsk og hval har nylig blitt oppdatert som beskrevet over og er ikke publisert ennå.

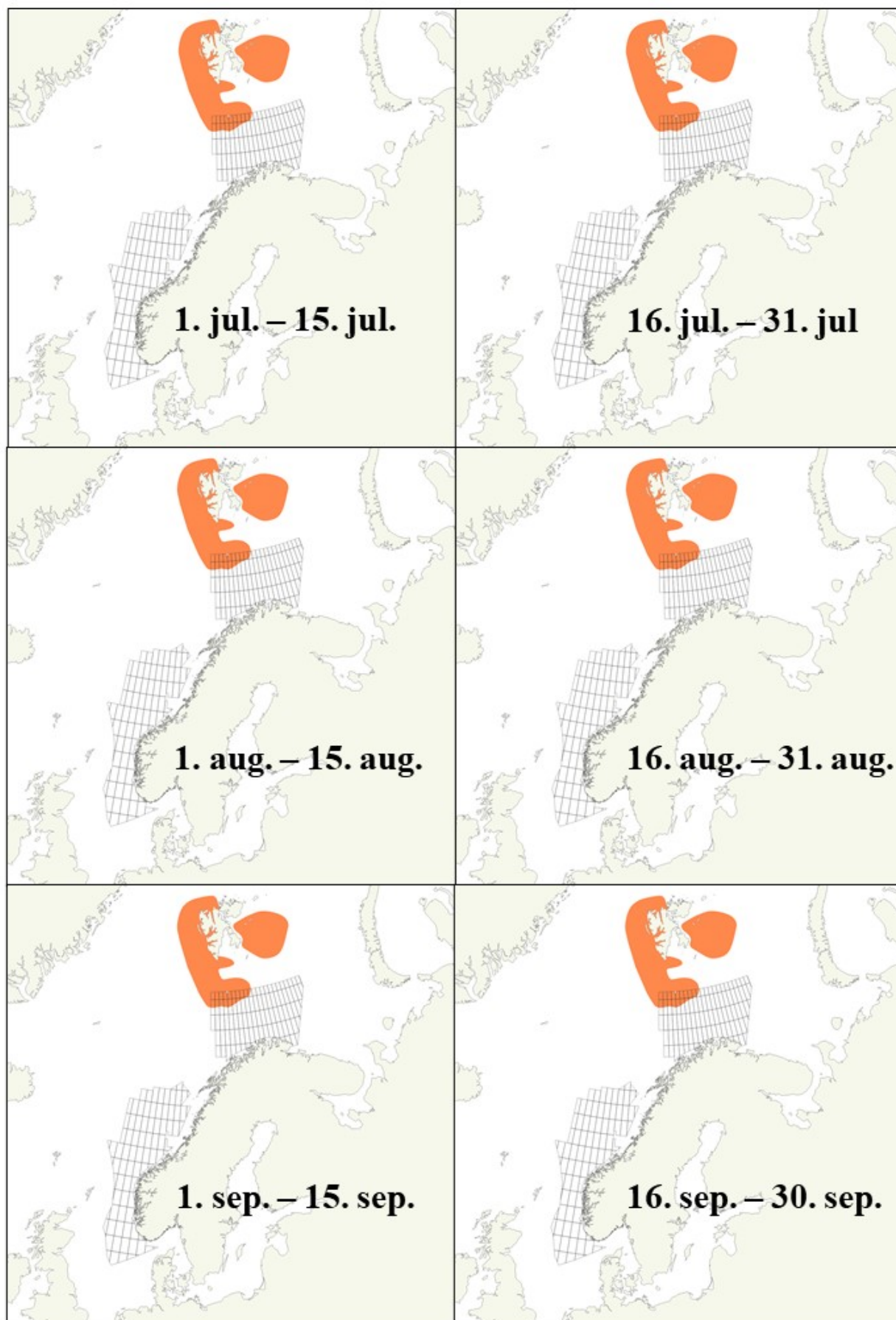
Kysttorsk sør og nord: I samarbeid med Havforskningsinstituttet lagrer og publiserer Fiskeridirektoratet et datasett som viser kystnære gytefelt av torsk. Kartlagnavn på Fiskeridirektoratet sin kartapplikasjon er "Gytefelt Torsk MB". Dataene ble nedlastet den 15/10/2021.

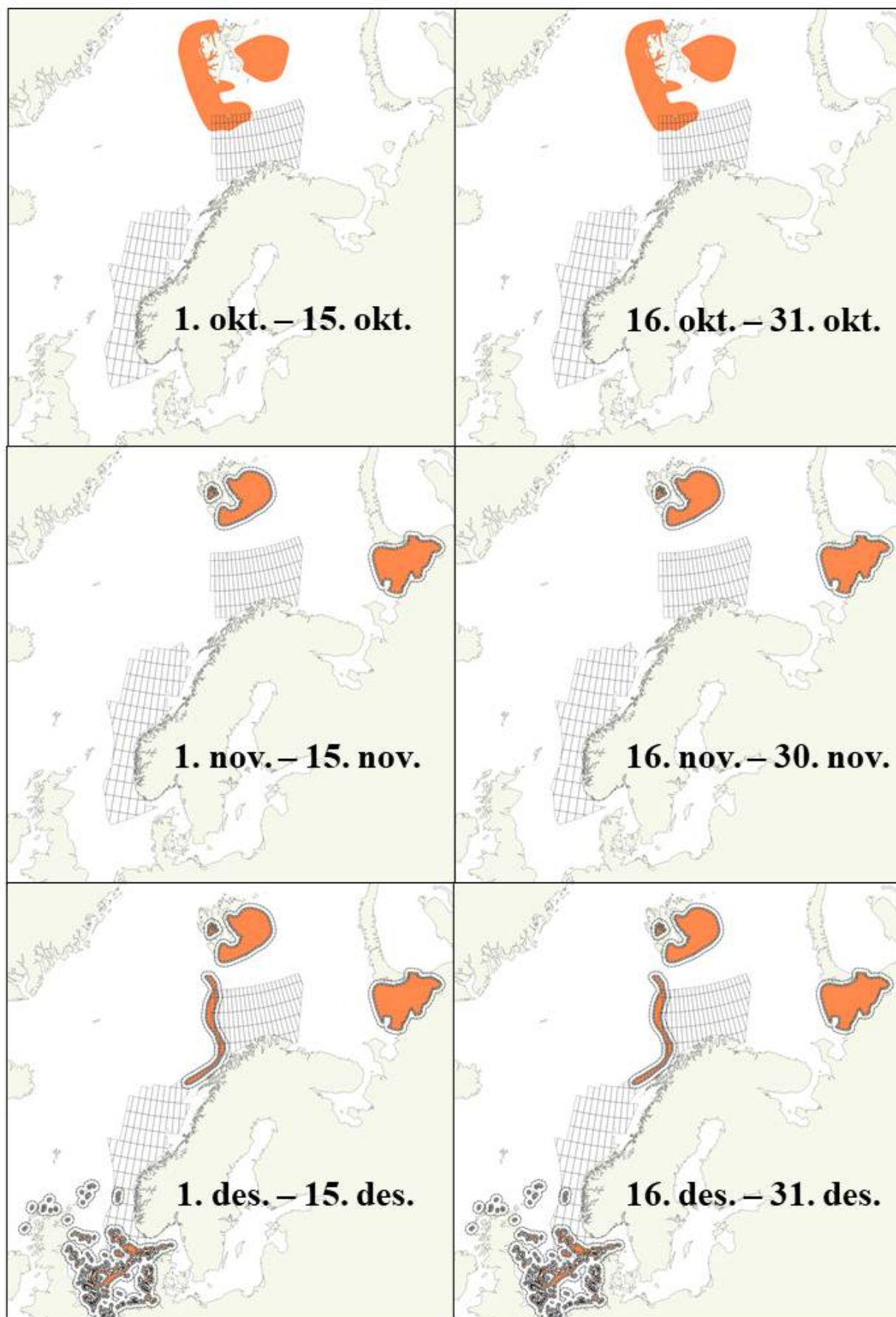
Figurene i A1.8 viser alle frarådingskartene for seismikk for 2022. Buffersonene på 5 og 20 nmi er inkludert. Rutenettet i figurene viser blokker som er åpne for oljeleting.

Figur A1.9 viser frarådingskart for elektromagnetiske undersøkelser. Etter 31.mars er det ingen fraråding for denne typen undersøkelser.

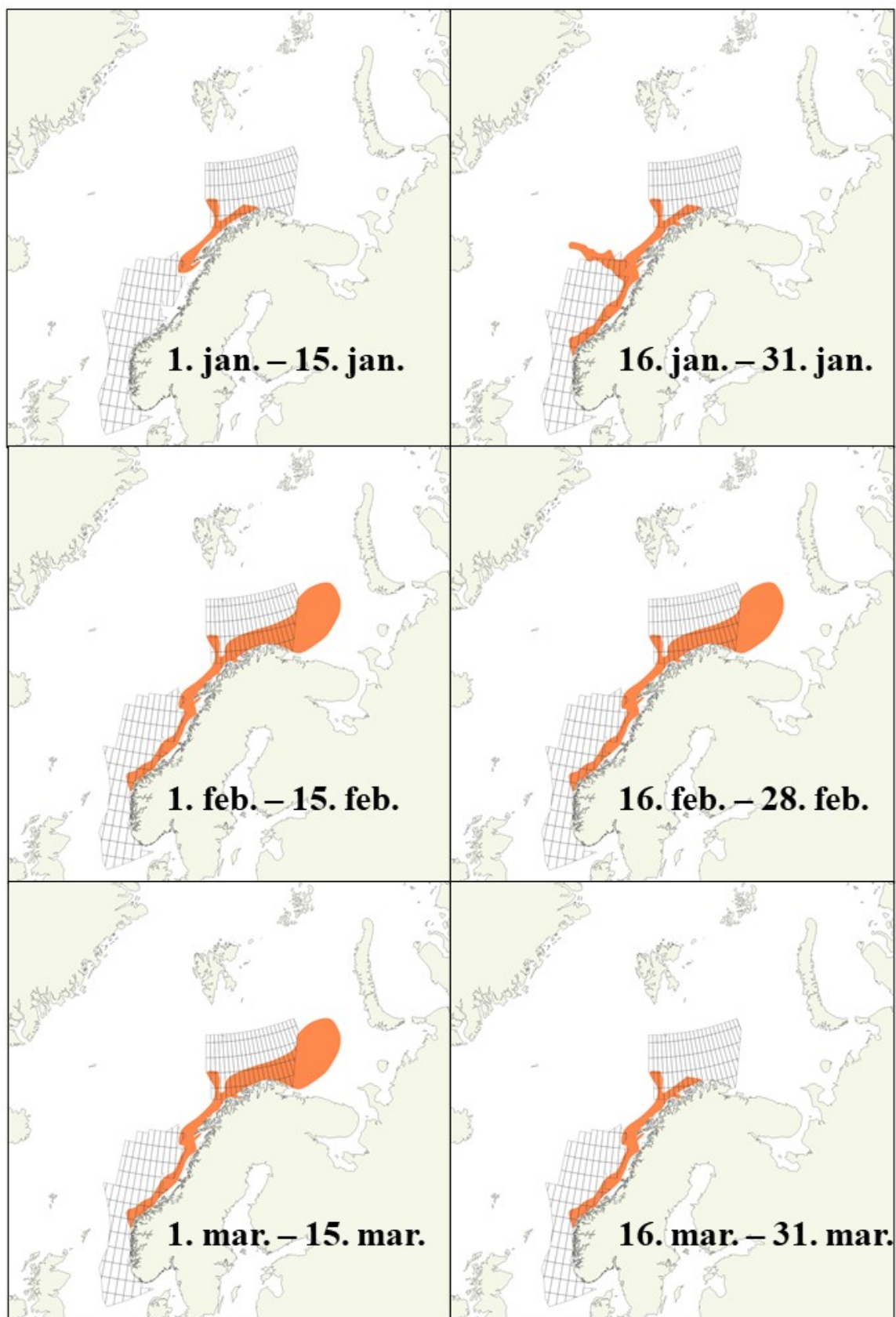








Figur A1.8.. Frarådingskart for seismikk for 2022



Figur A1.8. Frarådingskart for elektromagnetiske undersøkelser (EMU). Disse har bare gytevandringer og ingen buffersone

## **Tilgang til frarådingskart**

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

Her er informasjon om hvor og hvordan en kan se på eller laste ned frarådingskartene.

### ***Se på frarådingskartene:***

Kartene er publisert på HI sine kartdata-sider <https://www.imr.no/geodata/geodataHI.html> og kan finnes under «Frarådingskart 2022»

### ***Laste ned frarådingskartene:***

Lenke for å koble til WMS fra en GIS-programvare: <https://kart.hi.no/data/wms?SERVICE=WMS&>

Det er mulig å laste ned og se kartene som preview fra HI sin Geoserver <https://kart.hi.no/data/web/>. Velg da «layer preview» i menyen til venstre, søk f.eks. «2022» i søkefeltet for å velge alle aktuelle lag for 2022, og åpne med «OpenLayers» til høyre eller last ned i ønsket format.

Med nedlastningslenken <https://kart.hi.no/data/ows?service=WFS&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=fraraadning%3Afraraadning&maxFeatureSize=1000000000> ZIP

får man lastet ned en zippet mappe med en shapefil med alle kartlagene (både frarådning og emu for 2021 og 2022). Shapefilen tas inn i GIS-program (f.eks. ArcGIS eller QGIS).

Personer som er pålogget HI sitt nettverk kan finne kartene her: <http://gs-data1.hi.no:8080/geoserver/web/>

## **Referanser**

Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021.  
<https://www.artsdatabanken.no/rodlisterforarter/2021>

Aune, M., Raskhozheva, E., Andrade, H., Augustine, S., Bambulyak, A., Camus, L., Carroll, J., Dolgov, A.V., Hop, H., Moiseev, D., Renaud, P.E. and Varpe, Ø. (2021). Distribution and ecology of polar cod (*Boreogadus saida*) in the eastern Barents Sea: a review of historical literature. *Marine Environmental Research* 166: 105262.  
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105262>

Eriksen, E., Benzik, AN., Dolgov, AV., Skjoldal, HR., Vihtakari, M., Johannesen, E., Prokhorova, TS., Keulder-Stenevik, F., Prokopchuk, I., Strand, E. 2020. Diet and trophic structure of fishes in the Barents Sea: the Norwegian-Russian program "Year of stomachs" 2015 - establishing a baseline. *Progress in Oceanography*.  
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102262>

- Eriksen, E., Huserbråten, M., Gjøsæter, H., Vikebø, F., Albretsen, J. 2019. Polar cod egg and larval drift patterns in the Svalbard archipelago. *Polar Biology* <https://doi.org/10.1007/s00300-019-02549-6>
- Eriksen, E., Ingvaldsen, R.B., Nedreaas, K., Prozorkevich, D. 2015. The effect of recent warming on polar cod and beaked redfish juveniles in the Barents Sea. *Regional Studies in Marine Science* 2: 105–112
- Graham, N. and Olsen, E. (editors). Report of the EU-Norway Technical Group Meeting on additional technical measures aimed at the protection of both juvenile and adult cod.
- Hamilton, C.D., Lydersen, C., Aars, J., Biuw, M., Boltunov, A.N., Kovacs, K.M. (2020). Marine mammal hotspots in the Greenland and Barents Seas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 659: 3-28 <https://doi.org/10.3354/meps13584>
- Huserbråten, M., Eriksen, E., Gjøsæter, H., Vikebø, F. 2019. Polar cod in jeopardy under the retreating Arctic sea ice. *Communications Biology*, 2. <https://www.nature.com/articles/s42003-019-0649-2>
- Korsbrekke, K., Thorsen, A. (2020). Skreitokt 2020 – Kartlegging av gytebestanden av skrek 2020. rapport fra Havforskningen 2020 – 32. ISSN 1893-4536
- 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>
- Lydersen, C., Vacqu  -García, J., Heide-Jørgensen, M. P., Øien, N., Guinet, C. and Kovacs, K. M. 2020. Autumn movements of fin whales (*Balaenoptera physalus*) from Svalbard, Norway, revealed by satellite tracking. *Sci. Rep.* 10, 16966: 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73996-z>
- Skaug, H.J., Øien, N., Schweder, T., B  thun, 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 2008-2013. Report.
- WGI Bar 2020. Annex 4: The state and trends of the Barents Sea ecosystem in 2019 ICES SCIENTIFIC REPORTS 2:30.

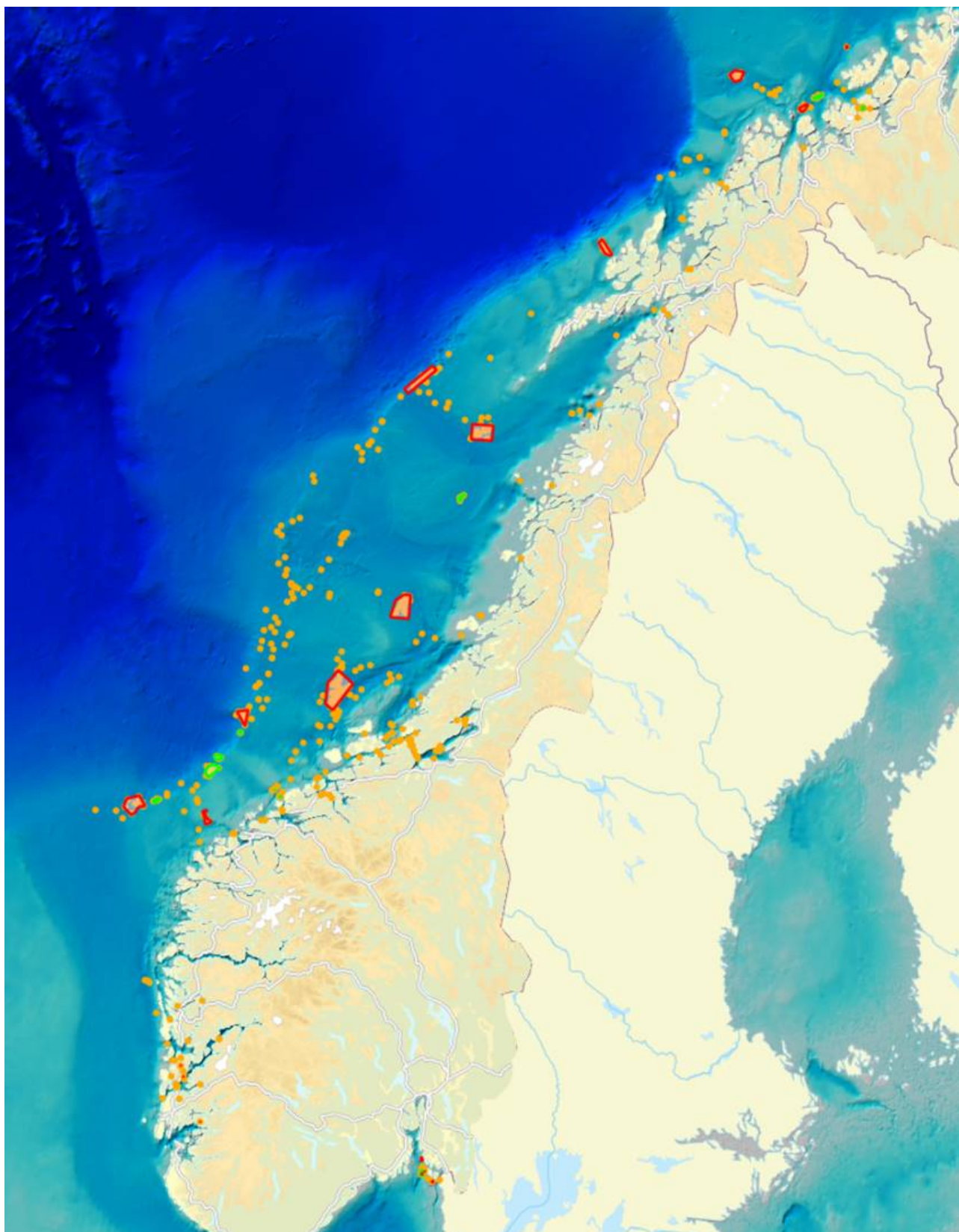
## Vedlegg II: Korallrev og vernede områder - hvorfor det er viktig å beskytte revet mot utstyr som blir plassert på bunnen?

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 rekruttering 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 ødeleggelser 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.

Havforskningsinstituttet 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 A2.1: 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.

## Referanser:

- Brooke S, Järnegen 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

Tlf: 55 23 85 00

E-post: [post@hi.no](mailto:post@hi.no)

[www.hi.no](http://www.hi.no)