



---

# FFI-RAPPORT

---

20/01015

## Effekter av støyforurensning på havmiljø — kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving

Petter H Kvadsheim  
Tonje N Forland<sup>1</sup>  
Karen de Jong<sup>1</sup>  
Daniel Nyqvist<sup>1</sup>  
Endre Grimsbø<sup>1</sup>  
Lise D Sivle<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Havforskningsinstituttet



# **Effekter av støyforurensning på havmiljø – kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving**

Petter H Kvalsheim  
Tonje N Forland<sup>1</sup>  
Karen de Jong<sup>1</sup>  
Daniel Nyqvist<sup>1</sup>  
Endre Grimsbø<sup>1</sup>  
Lise D Sivle<sup>1</sup>

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)  
<sup>1</sup>Havforskningsinstituttet

1.april 2020

---

## **Emneord**

Miljøpåvirkning  
Støy  
Sonar  
Seismikk  
Detonasjon

## **FFI-rapport**

FFI-RAPPORT 20/01015  
Miljødirektoratet M-1670|2020

## **Prosjektnummer**

550401

## **Elektronisk ISBN**

978-82-464-3262-5

## **Engelsk tittel:**

Impact of anthropogenic noise on the marine environment – status of knowledge and management

## **Godkjenner**

Torgeir Svolsbru, *forskningsleder*  
Trygve Sparr, *forsknings sjef*

*Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur.*

## **Opphavsrett**

© Forsvarets forskningsinstitutt (FFI), Havforskningsinstituttet, Miljødirektoratet  
Publikasjonen kan siteres fritt med kildehenvisning.

---

---

## Sammen drag

Menneskeskapt støy i havet kan defineres som en type forurensning når den kommer i tillegg til den naturlige bakgrunnsstøyen. Mer menneskelig aktivitet har ført til en økning i støynivå i havet de siste 30–40 årene. Nesten alle høyerestående marine organismer bruker lyd enten til å orientere seg, finne mat, unngå å bli spist eller for å kommunisere med andre. Mer støy vil derfor kunne medføre en degradering av det marine miljøet og habitatet til marine organismer. Et økende fokus på denne problemstillingen, spesielt de siste 10-15 årene, har ført til mye ny forskning om hvordan ulike støykilder påvirker havmiljøet. Stadig større bekymring knyttet til menneskeskapt støy har også ført til behov for å vurdere forvaltningstiltak. EU-landene og USA har kommet langt med slike tiltak, mens norske myndigheter mangler en helhetlig plan for hvordan støyforurensningen skal reguleres.

Denne rapporten bygger på tilsvarende rapport fra 2017 og oppsummerer kunnskapen om hvordan ulike type støyforurensning påvirker havmiljø. Vi oppsummerer også de forvaltningsrådene som forskningsmiljøene gir til beslutningstakerne, og vi diskuterer nye teknologiske trender og nye anvendelser av undervannsakustikk som vil kunne endre støybildet i framtiden. De ulike kapitlene oppsummeres nedenfor:

Skadeeffekter på sjøpattedyr: Kraftige lyd kilder som militære sonarer, seismikk og detonasjoner under vann vil kunne påføre pattedyr direkte skade. Hørselsorganet er mest sårbart, men direkte skade vil være begrenset til det umiddelbare nærområdet rundt lyd kilden. Risiko for hørselsskade avhenger av både lyd nivå, frekvensinnhold og artens høreevne. For en bestemt lyd kilde og art vil både det maksimale lyd nivået dyret utsettes for, og varigheten til lydeksposeringen (akustisk energi), være viktig. Nise, delfiner og andre hørselsspesialister som hører høye frekvenser, peker seg ut som spesielt sensitive arter med laveste terskelverdier for hørselsskade.

Skadeeffekter på fisk: Skader kan oppstå hvis fisk er nær en kraftig lyd kilde. Detonasjoner har det største skadeomfanget, men skjer ikke så ofte og er spredt i tid og rom. Hørselsskader hos fisk er midlertidige fordi fisk i motsetning til pattedyr regenererer skadede sanseceller, men skader på svømmeblæren eller indre organ kan være dødelige. Det er lite sannsynlig at skader på fisk som følge av lyd vil gi konsekvenser på bestandsnivå.

Atferdseffekter på sjøpattedyr: Sjøpattedyrenes atferdsresponser på sonar er veldokumenterte, mens det er gjennomført langt færre studier av atferdsresponser på seismikk til tross for at det er langt større omfang av seismikk enn sonar i norske farvann. Terskelen for og omfanget av responser varierer mellom artene og er situasjonsbetinget. Nebbhval, nise, spekkhogger og vågehval er forholdsvis sensitive (reagerer sterkt også på lave nivåer), mens knølhval, grindhval og spermhval er mindre responsive. Typiske responser er unnvikelse eller at viktig biologisk aktivitet kan bli avbrutt eller forstyrret, for eksempel beiting, pass av avkom, hvile og kommunikasjon mellom individer. Vi vet lite om hvordan slike responser eventuelt kan føre til konsekvenser på bestands- og populasjonsnivå over tid. Det kan ikke utelukkes at bruk av militære sonarer og seismikk kan gi populasjonseffekter. Sannsynligheten for dette vil blant

---

---

annet avhenge av eksponeringsomfanget, tettheten av sårbare arter og biologisk kontekst der hvor slike lydkilder brukes.

Atferdseffekter på fisk: De fleste menneskeskapte lydkilder er hovedsakelig lavfrekvente, som er det frekvensområdet hvor fisk hører best. Det er påvist at støy, og spesielt kontinuerlig støy, kan påvirke biologisk viktig atferd som beiting, reproduksjon og antipredatoratferd hos fisk. Vi kan derfor ikke utelukke at støy kan ha effekter på populasjonsnivå, men det mangler fortsatt kunnskap om hvordan lokale effekter innvirker på populasjonsnivå hos fisk.

Effekter på sjøfugl: Kunnskapen om mulige effekter fra marin støy på sjøfugl er begrenset. Slike effekter kan likevel ikke utelukkes, og siden mange arter av sjøfugl er truede, bør kunnskapsnivået økes. Det er mulig at undervannsstøy kan påvirke dykkende fuglers mulighet til jakt og predatorunnvikelse under vann. Kanskje mer sannsynlig, og påvist hos pingviner, er det at plutselig støy (f.eks. seismikk) kan påvirke atferden til byttedyrene. Slike atferdsresponsen hos fugl eller byttedyr kan minske tilgangen på mat eller øke kostnaden for næringsøk, med mulige effekter på hekkesuksess.

Effekter på evertebrater: Det er ujevn kunnskap om hvordan forskjellige grupper evertebrater hører og blir påvirket av lyd, men de studiene som fins, viser at lyd kan påvirke aktivitetsnivå og hørsel. Det er usikkert hvilke lydnivåer som kan påføre evertebrater direkte skade.

Nye akustiske forurensningskilder: Det utvikles stadig nye teknologier for bruk av lyd under vann. Mange nye metoder for seismikk, marine vibratorer og kontinuerlige sonarer har lavere spisstrykk enn konvensjonelle metoder, men energien er ofte den samme, bare spredt ut over tid slik at lyden blir mer eller mindre kontinuerlig. Lavere lydnivå er bra fordi det berører et mindre område, men den vedvarende lyden kan føre til mer maskering for dyr som oppholder seg i det eksponerte området. Det trengs mer forskning på slike kontinuerlige lydkilder.

Forvaltningsrådgiving om seismikk: Alle seismiske undersøkelser på norsk sokkel skal meldes til Oljedirektoratet, som sender saker på høring til Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet. Havforskningsinstituttet er bedt om å gi råd om seismikkens påvirkning på havets økosystem, mens Fiskeridirektoratet gir råd knyttet til konflikter med fiskeriaktivitet. Riksrevisjonen har nylig påpekt at miljømyndighetene bør ha en klarere rolle i reguleringen av seismikk, og at forvaltningen ikke i tilstrekkelig grad er kunnskapsbasert. Forvaltningen har hatt fokus på effekter på fiskerinæringen, mens miljøhensynet, inkludert effekter på sjøpattedyr og fisk, ikke er tilstrekkelig ivaretatt. Seismikkaktiviteten er høy, og petroleumsaktiviteten øker i nord der tettheten av både fisk og sjøpattedyr er større. Seismikk vil dermed kunne få følger for nye arter i et miljø hvor viktig biologisk aktivitet er veldig sesongbetont, og hvor støy kommer i tillegg til klimaendringer eller andre menneskeskapte belastninger.

Forvaltningsrådgiving om sonar: Basert på forskning og råd fra Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har Forsvaret innført retningslinjer for bruk av aktiv sonar i norske farvann. Disse retningslinjene har status som militær instruks og skal følges av alle norske og utenlandske militære fartøy som opererer i norske farvann. Et beslutningsstøtteverktøy SONATE er utviklet

---

---

for å støtte Marinen under planlegging og gjennomføring av sonarøvelser slik at miljørisikoen minimaliseres. Det er ingen regulering av fiskerisonarer eller sonarer til sivile forskningsformål i Norge.

Forvaltningsrådgiving om detonasjoner: Det eksisterer ingen klare prosedyrer for risikovurderinger og tillatelse til å foreta detonasjoner i sjø. Detonasjoner i sjø skjer vanligvis enten som en del av sivil anleggsvirksomhet, eller når Forsvaret demolerer krigsetterlatenskaper eller øver. Både FFI og Havforskningsinstituttet gir råd til norske myndigheter i saker som gjelder sprenging i eller i nær tilknytning til sjø. I motsetning til reguleringen av seismikk og sonar, hvor det er klare prosedyrer for hvordan forskningsmiljøene skal bidra med sin kompetanse inn mot forvaltningen, er rådgivingen i forbindelse med detonasjoner mye mer tilfeldig og ad hoc.

Oppsummering og anbefalinger: Rapporten avsluttes med en oppsummering av kunnskapsstatus og arbeidsgruppens anbefalinger med tanke på nødvendige forvaltningstiltak og forskningsbehov som vil kunne gjøre forvaltningen av støyforurensning mer kunnskapsbasert i framtiden.

---

---

## Summary

Anthropogenic noise in the marine environment is sound generated by human activities that comes in addition to natural sounds. Increased human activity has led to elevation of the noise levels in our oceans over the last 2–3 decades. Almost all marine organisms use sound to orientate, to find food, to avoid being eaten and to communicate. Elevated noise levels could therefore lead to a degradation of the marine environment and habitats. An increased focus on this, particularly the last 10–15 years, has resulted in research on how different noise sources affect the marine ecosystem. The concern over the anthropogenic noise issue has also revealed a need for regulation of noise pollution. EU and US noise management measures are more advanced than in Norway, as there is currently no overall Norwegian plan for how noise pollution should be regulated.

This report summarizes the knowledge on how anthropogenic noise affects the marine environment. We also summarize the status of how the science community interacts with the regulating authorities, and we discuss new technological trends in underwater acoustics that might change the soundscape in the future. The contents of the chapters are summarized below.

Direct injury to marine mammals: Powerful noise sources like seismic air guns, naval sonar and detonations can cause direct injury to marine mammals. The hearing organ is particularly vulnerable. However, hearing impairment resulting from noise exposure will be limited to the area very close to the source. Risk of hearing impairment depends on source level, frequency content of the sound, and hearing ability of the exposed species. For a particular noise source and species, both the maximum sound pressure level and the accumulated sound exposure level (acoustic energy) are important to consider. Hearing specialists that can hear high frequency sounds, like porpoises and dolphins, seem to be the species with the lowest threshold values for hearing impairment.

Direct injury to fish: Injuries can occur if fish are close to a powerful sound source. Detonations have the greatest potential to cause injuries but are normally spread out in time and space. Hearing damage in fish is temporary, but injuries to the swim bladder or internal organ could be fatal. Injuries due to sound is unlikely to have any consequences at the population level.

Behavioral responses of marine mammals: Behavioral responses to sound in marine mammals are well documented. However, the studies on sonar effects outnumber the studies on seismic effects despite the fact that seismic activity is much more common in Norwegian waters. The threshold of response and severity of responses varies between species and the biological context. Beaked whales, porpoises, minke whales and killer whales are relatively responsive species, whereas humpback whale, pilot whales and sperm whales are less responsive species. Typical responses are avoidance of the exposed area, or alteration or interruption of biological activities such as feeding, nursing, resting or communication. We have limited knowledge of how such individual responses might accumulate to cause impacts at population levels, but it cannot be excluded that use of navy sonar or seismic air guns can lead to population-level



---

---

effects. This will depend on the extent of the exposure, and on where and when such noise sources are used in relation to the density of and the biological context of sensitive species.

Behavioral responses of fish: Most sources of human-induced underwater noise are within the frequency range where fish have optimal hearing. Noise, and in particular continuous noise, can affect behaviors such as feeding, reproduction and antipredator behavior, which could lead to population-level effects. There is, however, a need for more research to quantify such population-level effects.

Effect on seabirds: The knowledge about effects of noise on seabirds is limited, but such effects cannot be excluded. Since many seabirds are red-listed species, the level of knowledge should be increased. Underwater noise might affect the ability of diving birds to hunt for prey and avoid predators. Noise (e.g. seismic) might also effect the behavior of the prey. Behavioral responses of the birds or their prey might increase the cost of feeding, and ultimately effect nesting success.

Effects on invertebrates: There is limited knowledge on the effects of noise on invertebrates, but existing studies suggest that noise can affect activity and hearing. It is unclear which levels of noise are required to cause physical damage.

Technological trends in underwater acoustics: New technologies using underwater acoustics are constantly being developed. Many of the new methods for using air guns, acoustic vibrators and continuous sonars have lower peak pressure than conventional methods, but the accumulated energy is often the same. Energy is spread out over time to create a more or less continuous sound. This results in lower sound levels affecting a smaller area, but more continuous noise might increase masking of acoustic information for animals in the exposed area. More research is needed on continuous sound sources.

Management advice on the use of seismic sources: Before a seismic survey can be executed in Norwegian waters, a notification has to be sent to the Norwegian Petroleum Directorate. The Institute of Marine Research (IMR) and the Fishery Directorate (FD) are asked to give advice on potential impact of the planned seismic survey on the marine ecosystem and on potential impact on fisheries, respectively. The Office of the Auditor General of Norway recently published a report pointing to the need for the environmental authorities to have a stronger role in regulating seismic explorations, and that management of noise should be more knowledge-based. So far, Norwegian authorities have mostly focused on the potential impact of seismic exploration on fisheries, and environmental concerns, including impact on marine mammals, have been largely ignored. The seismic activity in Norwegian waters is still high, and have moved further north to areas with higher density of marine species. New species will therefore be exposed to seismic exploration, and habitats where biological activities are highly seasonal will be exposed. Seismic noise is an additional stressor on top of climate change and other anthropogenic disturbances.

Management advice on sonar use: The Norwegian Navy has implemented instructions for use of active sonar in Norwegian waters based on research and advice from the Norwegian Defence

---

Research Establishment (FFI). The instructions are to be followed by all Norwegian and foreign naval ships operating in Norwegian waters. A decision-aid tool SONATE has been developed to assist the Navy in planning and execution of sonar exercises to minimize risk to the environment. However, there is no regulation of the use of fishery sonars or sonars used for research purposes in Norway.

Management advice on underwater detonations: No clear procedure for permitting and risk assessment is established for underwater detonations. Detonations happen at sea when war remnants and dumped munition are demolished, during construction work or as part of naval exercises. Both FFI and IMR contribute with advice to Norwegian regulating authorities on matters related to detonations close to or under the sea. Contrary to the procedures established to give scientific advice on the use of naval sonar and seismic, the advisory work is much more random and ad hoc when it comes to detonations.

Summary and recommendations: The last chapter of the report summarizes the current status of knowledge and based on this our recommendations regarding regulatory actions, as well as research needs that will make the management of underwater noise more knowledge-based in the future.

---

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>Innhold</b>	<b>9</b>
<b>Forord</b>	<b>12</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>13</b>
1.1 Rapportens struktur	16
1.2 Referanser	17
<b>2 Skadeeffekter på sjøpattedyr</b>	<b>19</b>
2.1 Oppsummering av kunnskapsstatus	19
2.2 Diskusjon av ny kunnskap	20
2.3 Referanser	23
<b>3 Skadeeffekter på fisk</b>	<b>25</b>
3.1 Oppsummering av kunnskapsstatus	25
3.2 Diskusjon av ny kunnskap	26
3.2.1 Hørselsskader	26
3.2.2 Seismikk	27
3.2.3 Pæling	27
3.3 Referanser	28
<b>4 Atferdseffekter på sjøpattedyr</b>	<b>32</b>
4.1 Oppsummering av kunnskapsstatus	32
4.2 Diskusjon av ny kunnskap	35
4.2.1 Sonar vs seismikk	35
4.2.2 Dose respons funksjoner	35
4.2.3 Nye kontinuerlige lydkilder	36
4.2.4 Ramp up	37
4.2.5 Hva kjennetegner sensitive arter	37
4.2.6 Populasjonseffekter og akkumulerte effekter	38
4.3 Referanser	39

<b>5</b>	<b>Atferdseffekter på fisk</b>	<b>44</b>
5.1	Oppsummering av kunnskapsstatus	44
5.2	Diskusjon av ny kunnskap	45
5.2.1	Partikkelbevegelse	45
5.2.2	Tilvenning	46
5.2.3	Kommunikasjon	46
5.2.4	Kontinuerlig støy	46
5.2.5	Populasjonseffekter	46
5.2.6	Nye forskningsprosjekter i Norge	47
5.2.7	Metodikk for å studere atferdsrespons	48
5.3	Referanser	48
<b>6</b>	<b>Effekter på sjøfugl</b>	<b>51</b>
6.1	Oppsummering av kunnskapsstatus	51
6.2	Diskusjon av ny kunnskap	51
6.2.1	Norsk sjøfugl og potensiell risiko relatert til undervanns støy	52
6.3	Referanser	54
<b>7</b>	<b>Effekter på evertebrater</b>	<b>56</b>
7.1	Oppsummering av kunnskapsstatus	56
7.2	Diskusjon av ny kunnskap	57
7.2.1	Krepsdyr	57
7.2.2	Bunnlevende evertebrater	58
7.2.3	Dyreplankton	58
7.3	Referanser	59
<b>8</b>	<b>Nye akustiske forurensningskilder</b>	<b>61</b>
8.1	Fra pulsede til kontinuerlige lydkilder	61
8.1.1	Kontinuerlige aktive sonarer (CAS)	61
8.2	Alternative lydkilder og nye metoder for seismikk	62
8.2.1	Nye skytemønster	62
8.2.2	eSeismikk	62
8.2.3	eSource	63
8.2.4	Marine vibratorer	63
8.3	Akustisk avlusing av oppdrettslaks	64
8.4	Vindturbiner	64
8.5	Referanser	65
<b>9</b>	<b>Forvaltningsrådgiving om seismikk</b>	<b>68</b>
9.1	Oppsummering	68

---

---

9.2	Kunnskapsgrunnlaget og vurderinger	68
9.2.1	Fisk	68
9.2.2	Sjøpattedyr	70
9.3	Anbefalte retningslinjer for seismiske undersøkelser i norske farvann	71
9.4	Referanser	72
<b>10</b>	<b>Forvaltningsrådgiving om sonar</b>	<b>75</b>
10.1	Oppsummering	75
10.2	Kunnskapsgrunnlaget	75
10.3	Retningslinjer for bruk av sonar i norske farvann	77
10.3.1	Retningslinjer i forbindelse med planlegging av sonarøvelser	77
10.3.2	Operative prosedyrer	77
10.4	Internasjonale retningslinjer	79
10.5	Referanser	79
<b>11</b>	<b>Forvaltningsrådgiving om detonasjoner</b>	<b>82</b>
11.1	Oppsummering	82
11.2	Kunnskapsgrunnlaget	83
11.2.1	Innvirkning på marint liv	85
11.2.2	Mulige tiltak	86
11.3	Anbefalte retningslinjer for detonasjoner i norske farvann	88
11.4	Referanser	89
<b>12</b>	<b>Oppsummering og anbefalinger</b>	<b>93</b>
12.1	Oppsummering av ny kunnskap om effekter av undervannstøy	93
12.2	Viktigste forskningsbehov	94
12.3	Anbefalinger - Forvaltningstiltak	96

---

---

## Forord

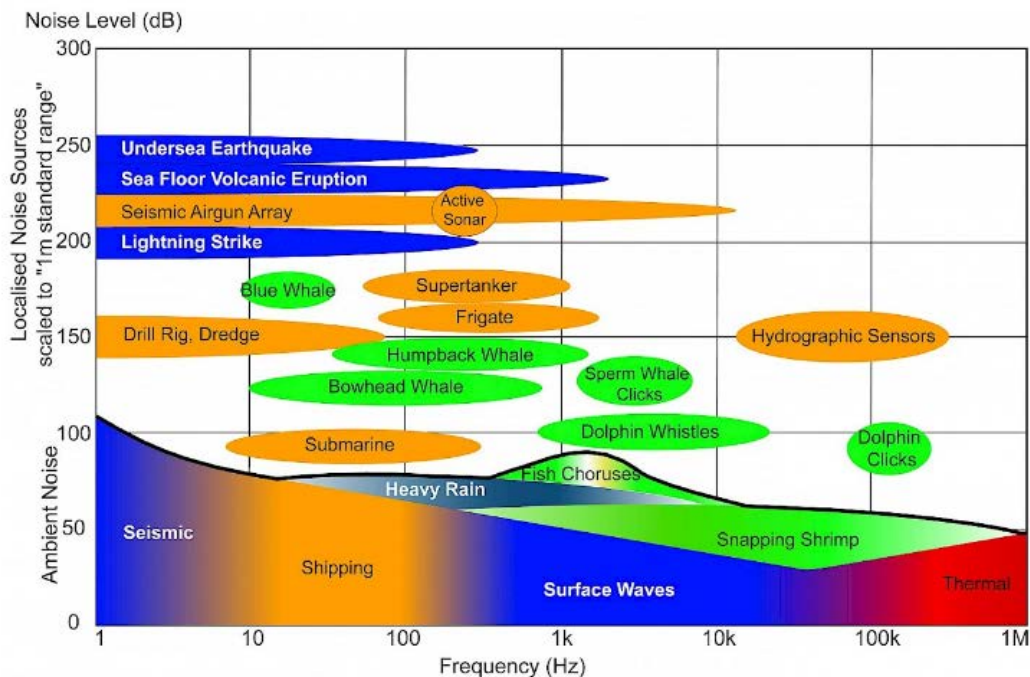
I 2016 ble det nedsatt en ekspertkomite som på oppdrag fra Miljødirektoratet leverte en rapport om kunnskapsstatus om effekten av menneskeskapt lyd på havmiljø (Kvadsheim et al. 2017). Denne rapporten presenterte overordnet kunnskap om effekter av ulike typer undersjøisk støy på ulike arter/grupper. Blant annet basert på denne rapporten gjorde Miljødirektoratet en første vurdering av behov for tiltak for regulering av ulike typer støyforurensning, utover eksisterende tiltak. Det ble blant annet konkludert med at det var behov for å videre vurdere og styrke reguleringen, spesielt av seismikk i forhold til marine pattedyr og at både Forurensningsloven og Ressursforskriften kunne være aktuelle virkemidler for å få til dette. Støy i havmiljø er et anerkjent miljøproblem, men det ble samtidig pekt på at det fortsatt mangler kunnskap til å kunne si noe sikkert om omfanget av problemet og dermed behovet for reguleringstiltak.

Det skjer mye forskning på dette området og Miljødirektoratet bestilte derfor en oppdatering av rapporten fra 2017. En ekspertgruppe bestående av forskere fra Forsvarets forskningsinstitutt og Havforskningsinstituttet fikk dermed i oppgave å gjennomgå rapporten fra 2017 og beskrive hvor kunnskapsnivået har endret seg vesentlig de siste 3 årene.

Horten, 1. april 2020  
Petter H Kvadsheim

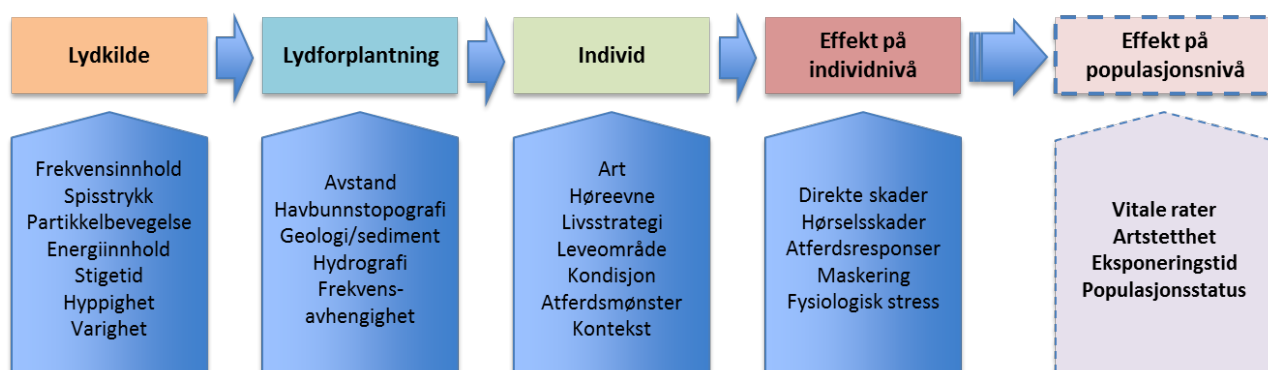
# 1 Innledning

Økt menneskelig aktivitet har ført til en økning i støynivå i havet de siste 30-40 årene (McDonald et al. 2008), og en stadig økende eksponering av marine organismer til intense lydkilder (Richardson et al. 1995). Nesten alle høyerestående marine organismer bruker lyden til å orientere seg, finne mat, unngå å bli spist eller for å kommunisere med andre. Økt støynivå vil derfor kunne medføre en degradering av det marine miljø og marine organismers habitat. Et økende fokus på denne problemstillingen, spesielt de siste 10-15 årene, har ført til mye ny forskning om hvordan ulike støykilder påvirker havmiljø. Denne forskningen har vist at enkelte støykilder er så intense at de kan føre til direkte skade på for eksempel fisk og sjøpattedyr. Tilfeller av massestrandinger av hval har også blitt tilskrevet menneskeskapt støy. Disse strandingene har satt et sterkt fokus på problemstillingen, men det er ikke mange slike strandinger som kan skyldes menneskeskapt støy, og slike strandinger har derfor neppe betydning for bestandene av sjøpattedyr. Noen arter endrer derimot atferd på en måte som reiser spørsmål om mulige negative effekter på populasjonsnivå, eller en negativ effekt på fiskeri- og fangstindustrien. Den økende bekymringen knyttet til menneskeskapt støy har også ført til behov for å vurdere forvaltningstiltak.



Figur 1.1 Lydnivå (spektralnivå eller akustisk intensitet pr Hz målt i dB re  $1\mu\text{Pa}/\text{Hz}$ ) og frekvens (svingninger per sekund målt i Hertz) til ulike menneskeskapte- (orange), naturlige (blå) og biologiske (grønne) lyder. Kilde: OSPAR 2019. Det bemerkes at lyden av fiskekor vanligvis er mer lavfrekvent enn det fremkommer av plottet.

De støykildene som bidrar mest til dette er skipsfart, seismiske undersøkelser etter olje og gass, militære sonarer, pøling til havs og detonasjoner (Richardson et al. 1995). Disse støykildene har ulikt frekvensinnhold og varighet (figur 1.1), og bidrar enten til økt bakgrunnstøy (e.g. skipsfart) eller de karakteriseres som impulsive støykilder med høyt lydnivå men begrenset varighet (e.g. sonar, seismikk, detonasjoner). Økt bakgrunnstøy innebærer en mer eller mindre varig økning av støyen i et miljø, og vil kunne hindre marine organismer i å høre lyder som de selv bruker til kommunikasjon, navigasjon eller næringssøk, såkalt maskering. Impulsive støykilder innebærer oftest en mer kortvarig støyhendelse og vil kunne føre til direkte skade på dyrene dersom lydnivået er høyt nok, eller atferdsendringer som unnvikelse av viktige habitater (figur 1.2).



Figur 1.2 Oppsummering av faktorer som påvirker risiko for negativ påvirkning av enkeltindivider og populasjoner. Figuren er hentet fra Kvadsheim et al. 2017

I USA har man lenge forvaltet menneskeskapt støy som en type forurensning (NOAA 2016), og EU følger nå etter gjennom innføring av Marin Strategi direktivet (indikator 11) (Dekeling et al. 2014). Gjennom Oslo-Paris konvensjonen (OSPAR) er Norge også forpliktet til å vurdere behovet for forvaltningstiltak.

Per i dag er det få eksisterende reguleringstiltak knyttet til støyforurensning i Norge. Forsvaret har innført en instruks for bruk av militære sonarer (Wedervang 2015) som gir visse begrensninger på når/hvor man kan gjennomføre større øvelser, samt definerer nødvendige risikoreducerende tiltak (Nordlund & Kvadsheim 2015). Når det gjelder seismikk så stiller Ressursforskriften krav om at det skal sendes en melding til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet, Havforskningsinstituttet og Forsvarsdepartementet i forkant. På bakgrunn av de innsendte opplysningene kommer myndighetene med rådgivende tilbakemeldinger innenfor sitt fagområde. For å ta hensyn til havmiljø vil Fiskeridirektoratet uttale seg om fiskeriaktivitet og Havforskningsinstituttet fraråder seismiske undersøkelser i visse områder og perioder primært av hensyn til fiskegyting og i viktige beiteområder for hval (Sivle et al. 2020). Det mangler derimot en helhetlig plan for hvordan støy skal forvaltes i Norge.



---

---

## Faktaboks om lyd

Hvordan en lyd best kan beskrives og måles avhenger av hvilken type lyd det er. Noen lyder er svært korte, mindre enn 1 sekund, og inneholder bare en kort impuls, andre varer lengre og inneholder mer varige lydbølger. Lydtryknivå (Sound Pressure Level SPL) til korte impulser beskrives ved å definere maksimal amplitude, også kalt spisstrykk eller 0-peak trykk. Dersom en regner verdien om til desibel blir den kalt lydtrykksnivå  $SPL_{0\text{-peak}}$ . For mer varige lyder som varer i flere sekunder, minutter, timer, definerer man gjerne ved gjennomsnittlig amplitude (root mean square RMS), sammen med varigheten til lyden. Man får det et gjennomsnittlig lydtryknivå  $SPL_{RMS}$ .

For lyder som varierer i amplitude over tid, eller hvis en ønsker å sammenligne korte lyder med lange lyder kan en bruke et mål på hvor mye energi lyden inneholder. Lydeksponeringsnivået, SEL (sound exposure level) er et mål på dette. Det blir vanligvis beregnet over 1 sekund, men kan også beregnes for lenger perioder. Hvis en skal sammenligne SEL for en kort og en lang lyd må en gjøre beregningen over like lang tidsperiode for begge lydene, og en må alltid oppgi perioden en bruker.

De fleste lyder inneholder flere frekvenser. Siden forskjellige arter hører best ved ulike frekvensområder er det i noen tilfeller hensiktsmessig å vekte lyden mot hørselskurven til den aktuelle arten for å kunne si noe om hvor mye av denne lyden dyret kan høre. For eksempel en lyd som har energien fordelt fra 10 -1000 Hz vil ikke kunne oppfattes fullstendig av en makrell som ikke hører lyder over ca 400 Hz. En vekting gjøres ved å veie lyden mot hørselsterskelen for en spesifikk art, for makrell vil det innebære at mesteparten av energien i lyden for frekvenser over 400 Hz blir fjernet. Resultatet er at lyden blir lavere for makrell enn for arter som hører også de høyere frekvensene.

Siden fisk detekterer partikkelbevegelsen til lyden i tillegg til lydtrykket, er det mange som mener man bør måle partikkelbevegelsen også. Lydbølger er trykkbølger som i praksis blir bølger av fortetninger og fortynninger av materialet lyden brer seg i. Dette medfører at materialet (for eksempel vannet) lyden brer seg i blir satt i små lokale bevegelser. Denne bevegelsen kan beskrives som forskyvning, hastighet og akselerasjon i 3 retninger. Partikkelakselerasjonen måles med et akselerometer, enten som akselerasjon i  $m/s^2$  eller uttrykt som energien i akselerasjonen.

Tabell 1.1 Definisjoner av de viktigste begrepene i akustikken (ISO 18405:2017).

Navn	Mål på:	Formel
Lydtrykk <sub>RMS</sub> (Root mean square)	Gjennomsnittlig lydtrykk, Pascal	$p_{rms} = \sqrt{\frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} p^2(t) dt}$
SPL, lydtrykksnivå, “ <i>sound pressure level</i> ”	Gjennomsnittlig lydtrykk, dB re 1 µPa	$L_p = 20 \log_{10}(p_{rms}/1\mu Pa)$
Spisstrykk, “ <i>zero to peak sound pressure level</i> ” 0-p lydtrykksnivå, SPL_0-p	Makimalt lydtrykk i signalet, dB re 1 µPa	$L_{p,0-pk} = 20 \log_{10}(p_{pk}/1\mu Pa)$
« <i>Sound Exposure Level</i> » (SEL) Lydeksponeringsnivå	Energien i signalet integrert over et angitt tidsintervall, dB re 1 µPa <sup>2</sup> s	$L_{E,p} = 10 \log_{10}(\int_0^T p^2(t) dt / 1\mu Pa^2 s)$

I en nylig undersøkelse av myndighetenes arbeid med å ivareta miljø og fiskere ved petroleumsvirksomhet i nordområdene, påpekte Riksrevisjonen at dagens seismikkrådgeving ikke er tilstrekkelig systematisk og kunnskapsbasert til å sikre forutsigbarhet og god sameksistens mellom ulike næringer, særlig ikke dersom aktivitetsnivået øker (Riksrevisjonen 2019). De påpekte også at Miljødirektoratet, som har ansvar for å regulere støy i henhold til forurensningsloven, ikke er en del av meldesystemet for seismikk. Noe som kan bety at myndighetenes tiltak ikke er tilstrekkelige for å beskytte sjøpattedyr mot negative effekter av seismikk.

Seismikkaktiviteten er høy, og det er økende petroleumssaktivitet i områder lengre nord med større tetthet av både fisk og sjøpattedyr. Seismikk vil dermed kunne komme i berøring med nye arter, i et miljø hvor viktig biologisk aktivitet er sesongbetont, og hvor støy blir en tilleggsfaktor på toppen av klimaendringer eller andre menneskeskapte belastninger.

## 1.1 Rapportens struktur

Miljødirektoratet har de senere årene tatt en mer aktiv rolle i å få etablert kunnskapsbasert forvaltning av støyforurensning i havet. I 2016 ble det nedsatt en ekspertkomite som på oppdrag fra Miljødirektoratet leverte en rapport om kunnskapsstatus om effekten av menneskeskapt lyd på havmiljø (Kvadsheim et al. 2017). Denne rapporten presenterte overordnet kunnskap om effekter av ulike typer undersjøisk støy på ulike arter/grupper. Blant annet basert på denne rapporten gjorde Miljødirektoratet en første vurdering av behov for tiltak for regulering av ulike typer støyforurensning, utover eksisterende tiltak. Det ble blant annet konkludert med at det var behov for å videre vurdere og styrke reguleringen, spesielt av seismikk i forhold til marine pattedyr og at både Forurensningsloven og Ressursforskriften kunne være aktuelle virkemidler for å få til dette. Støy i havmiljø er et anerkjent miljøproblem, men det ble samtidig pekt på at

---

---

det fortsatt mangler kunnskap til å kunne si noe sikkert om omfanget av problemet og dermed behovet for reguleringstiltak.

Det skjer mye forskning på dette området og Miljødirektoratet bestilte derfor en oppdatering av rapporten fra 2017 (Kvadsheim et al. 2017). En ekspertgruppe bestående av forskere fra Forsvarets forskningsinstitutt og Havforskningsinstituttet fikk dermed i oppgave å gjennomgå rapporten fra 2017 og beskrive hvor kunnskapsnivået har endret seg vesentlig. Strukturen i rapporten ligner på den fra 2017, hvor det er egne kapitler for ulike type effekter på ulike trofiske nivåer av marine organismer. Innenfor hvert kapittel blir ulike type støykilder diskutert. Hvert av disse kapitlene (kap 2-7) inneholder en oppsummering av kunnskapsstatus i dag, og en diskusjon omkring ny kunnskap. Hvert kapittel har egne referanselister. I denne rapporten har vi også tatt med ett kapittel om teknologiske trender og nye akustiske forurensningsilder (Kap 8). I tillegg har vi med egne kapitler som beskriver den kunnskapsbaserte forvaltningsrådgivningen forskningsmiljøene i Norge (i hovedsak FFI og HI) utøver ift ulike forurensningskilder og ulike myndighetsorgan (kap 9-11). Vi avslutter med et kapittel som oppsummerer arbeidsgruppens oppfatning av kunnskapsnivå, forskningsbehov og behov for forvaltningstiltak (Kap 12). Arbeidsgruppen har kun bestått av forskere med kompetanse på marin biologi og undervannsakustikk, og disse anbefalingene er derfor fra et rent forskerperspektiv, uten hensyn til samfunnskostnader, juss og begrensinger i eksisterende forvaltningspraksis.

## 1.2 Referanser

- Dekeling RPA, Tasker ML, Van der Graaf AJ, Ainslie MA, Andersson MZ, André M, Borsani JF, Brensing K, Castellote M, Cronin D, Dalen J, Folegot T, Leaper R, Pajala J, Redman P, Robinson S P, Sigray P, Sutton G, Thomsen F, Werner S, Wittekind D & Young JV (2014). Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary, JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi: 10.2788/29293.
- ISO 18405:2017. Underwater acoustics — Terminology. <https://www.iso.org/standard/62406.html>
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (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>
- McDonald MA, Hildebrand JA, Wiggins SM & Ross D (2008). A 50 year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: a bathymetrically complex coastal region off Southern California. *J. Acoust. Soc. Am.* 124:1985–1992.
- Miljødirektoratet 2017. Undervannstøy – vurdering av behov for nasjonale og internasjonale tiltak. *Notat til KLD 01.oktober 2017*  
(<https://tema.miljodirektoratet.no/Documents/Nyhetsdokumenter/undervannsstoy-%20tiltak011017.pdf>)
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (2016). Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commerce., NOAA. *NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55, 178 pp.*
- Nordlund N & Kvadsheim PH (2015). SONATE 2015 – a decision aid tool to mitigate the impact of sonar operations on marine life. *FFI-rapport 2014/02200*.  
(<http://rapporter.ffi.no/rapporter/2014/02200.pdf>)
- OSPAR (2019). <https://www.ospar.org/work-areas/eiha/noise>
- Richardson WJ, Greene CRJ, Malme CI & Thomson DH (1995). Marine Mammals and Noise. *San Diego. Academic Press.*

---

Riksrevisjonen 2019. Undersøkelse av myndighetenes arbeid med å ivareta miljø og fiskeri ved petroleumsvirksomhet i nordområdene (<https://www.riksrevisjonen.no/petroleumsvirksomhet-i-nordomradene/>)

Sivle LD, Forland TN, deJong K, Nyqvist D, Grimsbø E & Kutti T (2020). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprenginger - Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2020. *Rapport fra Havforskningen 2020-1 ISSN:1893-4536* <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-1>.

Wederwang TT (2015). Instruks for bruk av aktiv sonar i norske farvann. *Generalinspektøren for Sjøforsvaret 2016*.

---

---

## 2 Skadeeffekter på sjøpattedyr

### 2.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

Hørselsorganet hos sjøpattedyr regnes som spesielt sårbart for fysiologiske effekter og fysisk skade. Hørselsskader forekommer som enten temporære eller permanente hørselstap, såkalte terskelskift (hhv. TTS og PTS), hvorav TTS regnes som en midlertidig, reversibel effekt, mens PTS er synonymt med fysiske skader på hørselsorganet. Terskelverdier for TTS benyttes ofte som et konservativt kriterium for nivåer hvor skade kan oppstå (Richardson et al. 1995).

Risiko for hørselskade avhenger av både lydkilden (kildenivå og frekvensinnhold) og art (Southall et al 2007, 2019, NOAA 2016, 2018). For en bestemt lydkilde og art vil både det maksimale lydnivået dyret utsettes for og varigheten til hele lydeksponeringen (energi) være viktig (Southall et al. 2019).

Kriterier for når hørselskade oppstår som følge av eksponering for kontinuerlige ikke-impulsive lydkilder (e.g. sonar) vektet i henhold til hørselskurven for den funksjonelle høregruppen arten tilhører og uttrykkes som SEL (Sound Exposure Level) relativt til  $1\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$  (Southall et al. 2019).

Doble eksponeringskriterier er utviklet for lydimpulser (korte lydsignaler fra seismikk, pøling og detonasjoner), frekvensvektet SEL, og uvektet spissttrykk SPL (Sound Pressure Level) reletavt til  $1\mu\text{Pa}$ . Lydimpulser fører til en direkte mekanisk påvirkning på hele det indre øret, og er derfor lite frekvensavhengig. (Southall et al. 2019).

Både seismikk og militære sonarer kan skade sjøpattedyr, men permanente hørselsskader vil være begrenset til det umiddelbare nærområdet rundt lydkilden. Sjøpattedyr forventes også å unngå lydkilder når nivåene blir så høye at det er risiko for skade (von Benda-Beckmann et al. 2014). Risiko for direkte skade er dermed liten, og selv om enkeltindivider kan komme til skade er det lite sannsynlig at dette fører til bestandseffekter. Risiko for skade kan reduseres ytterligere ved bruk av «ramp-up» eller «soft start» hvor kildenivå økes gradvis i forbindelse med oppstart av seismikk eller sonaroperasjoner (von Benda-Beckmann et al. 2014, Dunlop et al. 2016, Wensveen et al. 2017). Nise, delfiner og andre hørselsspesialiter som hører høyfrekvent lyd peker seg ut som spesielt sensitive arter med laveste terskelverdier for hørselskade (Southall et al. 2019).

---

---

Utvikling av dykkersyke som følge av endrede dykkemønster hos dyptdykkende hvalarter, spesielt nebbhval, er fremsatt som én årsaksforklaring til massestrandinger i forbindelse med sonaraktivitet (Bernaldo de Quirós et al. 2019). Atferdsstudier bekrefter at flere hvalarter endrer dykkemønster (Sivle et al. 2012), men fysiologiske modellstudier gir ikke direkte støtte til dykkersykehypotesen, fordi de observerte atferdsendringene ikke ser ut til å øke risiko (Kvadsheim et al. 2012). Dypdykkende hvalarter har tilsynelatende høy nitrogenmetning og dermed høy risiko for dykkersyke i utgangspunktet, og en årsakssammenheng kan derfor ikke utelukkes (Fahlman et al. 2014). Det kan heller ikke utelukkes at seimsikk vil kunne ha en tilsvarende effekt.

Utover hørselsorganet kan også andre vev som hjernen og luftfylte strukturer som lunger og sinuser være mottagelige for skade gjennom direkte mekanisk påvirkning fra kraftige lydimpulser. Slike skader er i all hovedsak forbundet med impulser fra detonasjoner, hvilke generer eksepsjonelt høye spisstrykk i form av både lyd og sjokkimpulser (Ketten 1995).

Detonasjoner kan føre til hørselsskader og andre fysiske skader på sjøpattedyr over relativt lange avstander avhengig av ladningstørrelsen. Det mangler god kunnskap om terskler for slike effekter, og omfanget og mulige effekt på bestander er dermed vanskelig å vurdere (von Benda-Beckmann et al. 2015).

## 2.2 Diskusjon av ny kunnskap

Det henvises til utfyllende beskrivelse av kunnskapsstatus før 2017 i Kvadsheim et al. (2017).

Sjøpattedyr har en velutviklet hørselssans, og øret regnes som spesielt sårbart for fysisk skade som følge av lydeksponering. I likhet med andre pattedyr er øret hos sjøpattedyr utviklet til å registrere akustisk energi i form av lydtrykkvariasjoner, og hørselen kan bli midlertidig eller kronisk svekket dersom lyden er kraftig nok. Kronisk hørselsskade, også kjent som permanent terskelskifte (PTS), innebærer en reduksjon i hørsel som følge av fysiske skader på høreorganet, og som ikke kan gjenopprettes. Til forskjell defineres temporært terskelskifte (TTS) som en midlertidig, reversibel nedsettelse av hørselsevne, uten fysiske skader på hørselsorganet. PTS er en direkte mekanisk skade av sansecellene i det indre øret, mens TTS er en midlertidig metabolsk utmatting av cellene. Det er ikke gjort eksperimentelle studier av PTS hos sjøpattedyr fordi dette er regnet som etisk uakseptabelt. Sammenhengen mellom PTS og TTS baserer seg derfor på studier av mennesker og enkelte andre pattedyr. Utvikling av TTS er derimot undersøkt i en rekke eksperimentelle studier på sel, delfiner og nise i fangenskap (Finneran 2015). Generelt kan man si at lydenergien og varigheten av eksponeringen er de viktigste parameterne for å frembringe TTS, og at dyr er mest utsatt dersom de eksponeres for lyd i det frekvensspekteret hvor de har mest sensitiv hørsel. For pulset lyd er imidlertid enkeltimpulsenes

---

---

egenskaper også av stor betydning. Kortvarige (transiente) lydpulser med rask stighetid og høyt spissstrykk har spesielt stor skadevirkning på pattedyrøret, og dette er egenskaper som betegner impulsiv støy fra seismikk, pøling og undervannsdetonasjoner (NOAA 2016, Southall et al. 2019).

Eksponeringskriterier for når ulike arter av pattedyr kan skades av lydeksponering har eksistert en stund (Southall et al. 2007), men oppdateres med ny kunnskap regelmessig (Finneran 2016, NOAA 2016, 2018, Southall et al. 2019). Studier av hørselsevne hos pattedyr er begrenset til dyr av en størrelse som gjør at de kan holdes i fangenskap, og bortsett fra spermhval og bardehvalene eksisterer det nå gode studier for de fleste grupper av sjøpattedyr (Finneran 2016). Basert på denne kunnskapen deles sjøpattedyrene inn i funksjonelle grupper ut fra høreevnene:

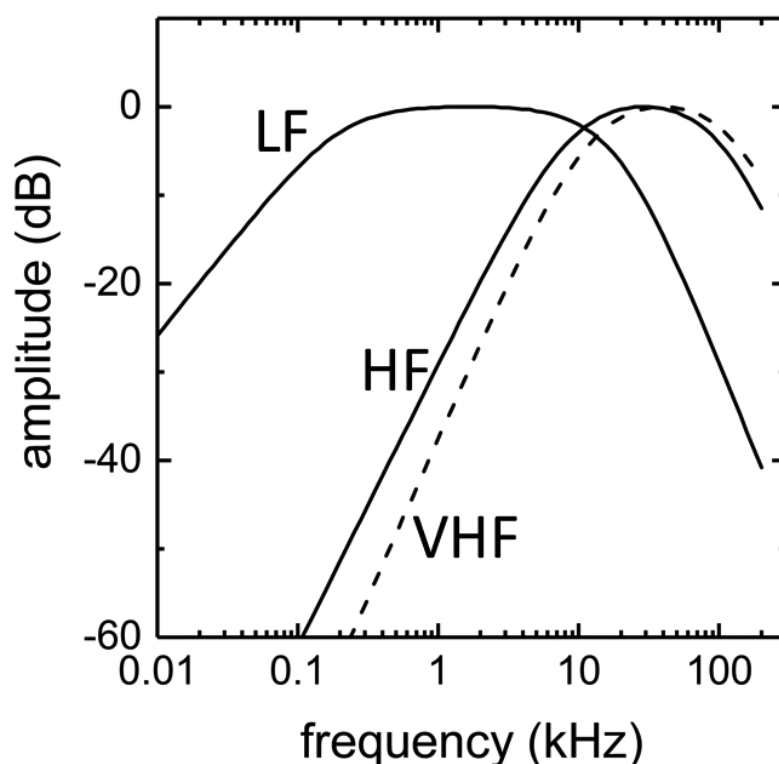
«Lavfrekvente hvaler» – bardehvaler som hører lavfrekvent lyd

«Høyfrekvente hvaler» – spermhval, nebbhvaler og store delfiner som hører høyfrekvent lyd

«Veldig høyfrekvente hvaler» – springere og niser som hører veldig høyfrekvent lyd

Seler – alle ekte seler

Andre marine rovdyr – hvalross, mår dyr og isbjørn.



Figur 2.1 Vektingsfunksjon for «lavfrekvente hvaler» (LF), «høyfrekvente hvaler» (HF) og «veldig høyfrekvente hvaler» (VHF) ved eksponering til lyd med ulikt frekvensinnhold. Vektingsfunksjonen er basert på dyrenes høreevne. Figuren er hentet fra Southall et al. (2019) og gjengitt med tillatelse fra Aquatic mammals.

For hver av disse gruppene er det ut fra hørselskurven utviklet en funksjon for hvordan lyd i ulike frekvensbånd skal vektas (Figur 2.1). I de mest oppdaterte kriteriene for hørselskade (Southall et al. 2019, NOAA 2018) skiller man mellom impulsiv og ikke-impulsiv lyd (lydkilder). Terskelverdi for impulser som seismikk, detonasjoner og pæling 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 2.1). Kriteriet tilsier at hørselskade vil oppstå dersom dyret utsettes for lyd som oppfyller ett av de to kriteriene (akkumulert energi eller spisstrykk). For ikke-impulsive lydkilder som skipsstøy og sonar oppgir man bare SEL. På samme måte som i de gamle kriteriene (Southall et al. 2007) skal også de nye SEL-verdiene (Southall et al. 2019) vektas i henhold til funksjoner som beskriver generiske hørselskurver for grupper av pattedyr. Spisstrykk-verdien vektas 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.

De viktigste endringene i den siste utgaven av skadekriteriene (Southall et al. 2019) sammenlignet med tidligere kriterier (Southall et al. 2007), er endringer i inndelingen i funksjonelle hørselsgrupper og endringer i vektingsfunksjonene. Selve tersklene for skade er uforandret.

*Tabell 2.1 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 vektas 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. Impulsive lydkilder - genererer kortvarige/transiente (< 1 sekund), bredbandede pulser med høye spisstrykk, kort stigetid og hurtig forfall (e.g. seismikk og detonasjoner). Ikke-impulsive lydkilder - genererer lydsignaler som kan være både bredbåndet, smalbandet eller tonale, avkortede eller forlengede, kontinuerlige eller periodiske (e.g. sonar og skipsstøy).*

Funksjonell hørselsgruppe	Ikke-impulsive lydkilder		Impulsive lydkilder			
	TTS Terskelverdi	PTS Terskelverdi	TTS terskelverdi		PTS Terskelverdi	
	SEL (vektet)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	Spisstrykk SPL	SEL (vektet)	Spisstrykk SPL
Lavfrekvente hvaler	179	199	168	213	183	219
Høyfrekvente hvaler	178	198	170	224	185	230
Veldig høyfrekvente hvaler	153	173	140	196	155	202
Seler	181	201	170	212	185	218
Andre marine rovdyr	199	219	188	226	203	232



---

---

Dersom vi antar at lydnivå avtar sfærisk med avstand ( $20\log R$ ), noe som antagelig er en ganske presis antakelse på korte avstander, innebærer kriteriene at for en militær sonar som opererer i frekvensbåndet 1-2 kHz og med et kildenivå på 222 dB (re  $1\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ ) (Ainslie et al. 2010) vil man nå skadeterskelen (PTS) med 10, ensekunders pulser på en avstand på 50 m fra en nise (vektet SEL = 173 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$ , tabell 2.1). Tilsvarende for en stor seismisk kilde med kildenivå på 255 dB spisstrykk (re  $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ ) (Ainslie et al. 2010), er at innenfor en avstand på 450 m vil man nå kriteriet for spisstrykk (202 dB re  $1\mu\text{Pa}$ ), mens terskelen for vektet SEL nås på en avstand på bare 30 m fordi nivået skal vektet og seismikk er lavfrekvent samelignet med nisers hørselsevne.

Gjør vi samme regneøvelse for en bardehval, vil vi finne at for militære sonarer blir avstanden for når skade kan oppstå ca 45m (vektet SEL 199 dB  $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$ ), mens for seismikken vil man nå spisstrykk-kriteriet (219 dB re  $1\mu\text{Pa}$ ) på 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.

Niser og springere er altså klart mest sensitiv for impulsive lydkilder pga spisstrykk-kriteriet. Disse artene er ikke tilsvarende sensitiv for ikke-impulsive lavfrekvente kilder som militære sonarer fordi de ikke har spesielt sensitiv hørsel ved disse frekvensene. Høyfrekvente ikke-impulsive lydkilder som ekkolodd og fiskerisonarer vil kunne utgjøre et større problem for niser, selv om de høye frekvensene dempes raskt i vannet.

## 2.3 Referanser

- Ainslie M (2010). Principles of sonar performance modelling. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*
- Bernaldo de Quirós Y, Fernandez A, Baird RW, Brownell jr RL, Aguilar de Soto N, Allen D, Arbelo M, Arregui M, Costidid A, Fahlman A, Frantzis A, Gulland FMD, Iñiguez M, Johnsen M, Kommenou A, Koopman H, Pabst DA, Roe WD, Sierra E, Tejedor M & Schorr G (2019). Advances in research on the impact of anti-submarine sonar on baaked whales. *Royal Soc. Proc. B. 286:20182533*.  
<http://dx.doi.org/10.1098.rspb.2018.2533>.
- Dunlop RA, Noad MJ, McCauley RD, Kniest E, Slade R, Paton D, Cato DH (2016). Responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to ramp-up of a small experimental air gun array. *Mar. Poll. Bull.* 103:72-83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.044>
- Fahlman A, Tyack PL, Miller PJ & Kvadsheim PH (2014). How man-made interference might cause gas bubble emboli in deep diving whales? *Frontiers in Physiology* 5: 1-6.
- Finneran JJ (2015). Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996-2015. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 138(3); 1702-1726.
- Finneran JJ (2016). Auditory weighting functions and TTS/PTS exposure functions for marine mammals exposed to underwater noise. *Technical report 3026, San Diego, CA: SSC Pacific* 58p
- Ketten DR (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*
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (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 PH, Miller PJO, Tyack P, Sivle LD, Lam FPA & Fahlman A (2012). Estimated tissue and blood N<sub>2</sub> levels and risk of in vivo bubble formation in deep-, intermediate and shallow diving toothed whales during exposure to naval sonar. *Frontiers in Aquat. Physiol.* 3: article 125.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (2016). Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commerce., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55, 178 pp.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (2018). Revisions to: Technical guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-OPR-59.
- Richardson WJ, Greene CRJ, Malme CI & Thomson DH (1995). Marine Mammals and Noise. *San Diego. Academic Press.*
- Sivle LD, Kvadsheim PH, Fahlman A, Lam P, Tyack P & Miller P (2012). Changes in dive behavior during sonar exposure in killer whales, pilot whales and sperm whales. *Frontiers in Aquat. Physiol.* 3: article 400
- Southall BL, AE Bowles, WT Ellison, JJ Finneran, RL Gentry, CR Greene Jr, D Kastak, DR Ketten, JH Miller, PE Nachtigall, WJ Richardson, JA Thomas & PL Tyack (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33: 411-521.
- Southall BL, Finneran JJ, Reichmuth C, Nachtigall PE, Ketten DR, Bowles AE, Ellison WT, Nowacek DP, Tyack PL (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.
- von Benda-Beckmann AM, PJ Wensveen, PH Kvadsheim, FPA Lam, PJO Miller, PL Tyack, MA Ainslie (2014). Modelling effectiveness of gradual increases in source level to mitigate effects of sonar on marine mammals. *Cons. Biol* 28: 119-128. (DOI: 10.1111/cobi.12162)
- von Benda-Beckmann AM, Aarts G, Sertlek HO, Lucke K, Verboom WC, Kastelein RA, Ketten DR, van Bemmelen, R, Lam F-PA, Kirkwood RJ, Ainslie MA (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
- Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam FPA, vonBenda-Beckmann A, Sivle L, Visser F, Curé C, Tyack PL, Miller PJO (2017). Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *J. Exp. Biol.* 220: 4150-4161. doi:10.1242/jeb.161232

---

---

## 3 Skadeeffekter på fisk

### 3.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

Fisk som blir utsatt for kraftige lyder kan få midlertidige hørselsskader der omfanget av skadene avhenger av lydens amplitude, varighet og frekvens (Halvorsen et al. 2012d, Popper & Clarke 1976, Popper et al. 2003, Scholik & Yan 2001, Smith et al. 2006, Smith et al. 2004a, b, Smith & Monroe 2016, Smith et al. 2011). Fisk med god hørsel har større sannsynlighet for hørselsskader, og kan få skader ved svakere lyd enn fisk med dårlig hørsel. Ingen permanente hørselsskader er påvist for fisk, bare midlertidige siden ødelagte hårceller vokser ut igjen (Smith & Monroe 2016). Det er ikke kjent om det er lydtrykket eller partikkelbevegelsen til lyden som er årsaken til hørselsskader (Popper & Hawkins, 2019). Impulsive lyder (brå, kraftige lyder) kan ha større skadeeffekt på svømmeblæren og organer rundt denne enn på hørselsorganet (Casper et al. 2013b).

Skader på fisk som følge av sonar er begrenset til nærområdet rundt sonaren (<100 m avstand) og risiko for bestandseffekter som følge av skader er dermed ekstremt liten (Kvadsheim & Sevaldsen 2005, Sivle et al. 2014). Vevskader som følge av sonar har ikke blitt dokumentert (Kane et al. 2010), men noe økt dødelighet for sildeyngel ble påvist i 2 av 42 sonareksponeringer i et eksperiment (Jørgensen et al. 2005), ellers ble midlertidige hørselsskader funnet for noen av flere testede arter og for noen grupper av samme art som ble utsatt for samme lydnivå (Halvorsen et al. 2012d, Popper et al. 2007).

Seismikk kan skade fisk, men skader er begrenset til nærområdet rundt luftkanonene (<5 m avstand) og risiko for bestandseffekter som følge av skade er dermed ekstremt liten (McCauley et al. 2002, Sætre & Ona 1996, Popper et al. 2005, Popper et al 2016a).

Selv om fiskelarver og yngel ikke kan foreta effektive unnvikelse fra lyd kilder, viser studier at akkumulerte effekter av reelle sonar- detonasjons og seismikkoperasjoner ikke vil gi et skadeomfang som forventes å påvirke rekruttering til fiskebestander (Booman et al. 1996, Govoni et al. 2008, Kvadsheim & Sevaldsen 2005, Sætre & Ona 1996)

Pæling kan skade fisk, men også her er dette begrenset til en avstand på rundt 10 m fra pålen. Skader på vev ser ut til å skje før skader på hørselen skjer (Bolle et al. 2016, Casper et al. 2016, Casper et al. 2017, Casper et al. 2013b, Debusschere et al. 2014, Halvorsen et al. 2012a, Halvorsen et al. 2012b,

---

---

Halvorsen et al. 2017, Halvorsen et al. 2012c). Fisk uten svømmeblære har mindre risiko for skader, enn fisk med svømmeblære, og de med lukket svømmeblære har størst risiko for skader (Casper et al. 2016, Casper et al. 2017, Halvorsen et al. 2017).

Det er liten risiko for at detonasjoner har noen effekt på bestander av vill fisk. Detonasjoner kan ha en negativ innvirkning på egg og tidlige stadier av larver, men det er liten risiko for populasjonseffekter (Faulkner et al. 2006, Govoni et al. 2008). Oppdrettsfisk kan skades av detonasjoner flere kilometer unna, men det er stor usikkerhet knyttet til skadetersklene (Gaspin 1975, Gaspin et al. 1976, Kjellsby & Kvalsvik 1997, Yelverton et al. 1975)

## **3.2 Diskusjon av ny kunnskap**

Det henvises til utfyllende beskrivelse av kunnskapsstatus før 2017 i Kvalsheim et al. (2017).

### **3.2.1 Hørselsskader**

Smith & Monroe (2016) kom frem til noen generelle påstander om hørselstap hos fisk basert på flere studier der de fleste var gjort på gullfisk:

- Hørselstap øker med varigheten av lydeksponeringen, og minker (hørselen blir bedre igjen) med tiden etter eksponeringen.
- Hørselstapet øker lineært med lydtryknivået.
- Fisk får større hørselstap hvis lyden er i frekvensområdet der fisken er mest følsom for lyd.
- Hørselstap henger sammen med tap av hårceller, og gjenoppretting av hørsel henger sammen med regenerering av hårceller.
- Kraftige lyder med høye frekvenser fører til størst hørselstap for høye frekvenser og kraftige lyder med lave frekvenser fører til størst hørselstap for lave frekvenser.

Selv om fiskene ser ut til å få hørselen tilbake, kan dette få alvorlige konsekvenser for fiskene det gjelder. Det kan ta tid før hørselen er tilbake og i denne tiden vil fisken måtte klare seg med redusert hørsel. Tiden det tar før hørselen er tilbake kan ta alt fra noen timer til flere uker avhengig av art, følsomhet for lyd, intensiteten og varigheten av lyden og skadeomfanget på hørselsorganet (Popper et al. 2005, Scholik & Yan 2001, Smith & Monroe 2016).

Ingen permanente hørselstap har blitt dokumentert for fisk, årsaken til det er at fisk i motsetning til pattedyr er i stand til å regenerere ødelagte hårceller, men kanskje også at det ikke har blitt gjort noen studier som har målt hørselen til fisk over tid lenger enn 58 dager etter endt lydeksponering (Smith & Monroe 2016). Et eksperiment der en liten luftkanon (20 kubikktommer) ble flyttet frem og tilbake i en avstand på 5-800 m fra fisk i bur viste at fisken hadde skader på hørselsorganet 58 dager etter endt lydeksponering, og at skadene hadde blitt

---

---

verre fra 18 timer etter eksponering til dag nr. 58 (McCauley et al. 2003). Dette er et noe ulogisk og dermed kontroversielt resultat som krever replikasjon. Andre studier viste at fisken hadde hørselen tilbake etter 24 timer etter skudd fra en 730 kubikktommer luftkanonklynge (Popper et al. 2005), og andre studier igjen viste at fisken fremdeles hadde hørselstap etter 2 uker, men man stoppet likevel undersøkelsen (Scholik & Yan 2001).

Skadene på hørselsorganet skjer ikke nødvendigvis akutt, hårcellene kan fortsette å dø i flere dager etter lydeksponeringen. Det er også påvist at det ikke bare er hårcellene som er sårbare for lyd, men også nervecellene som er tilknyttet hårcellene (Lieberman 2015). Sidelinjeorganet kan også få hørselskader, det er vist i et modellstudiet (Uribe et al. 2018). Det ble vist at skadene på hårcellene i sidelinjeorganet og i øret var maksimal 42-72 timer etter eksponering, men det står også at skadene på hårcellene var reparert etter 3 døgn. Det ser generelt ut til å være noe usikkert hvor lang tid det tar før hørselskadene er reparert for ulike tilfeller av hørselskader hos fisk. Det er heller ingen som har klart å finne ut om det er lydtrykket eller partikkelbevegelsen til lyden som er årsaken til hørselsskadene hos fisk (Popper & Hawkins, 2019)

Ulike typer lyder fører til ulike skader, kontinuerlig støy som båtstøy kan føre til hørselskader ved relativt lave lydnivå (Scholik & Yan 2002), men kraftige impulser fra pæling kan føre til skader på indre organer uten at hørselsskader oppstår (Casper et al. 2016).

### **3.2.2 Seismikk**

Carroll et al. (2017) oppsummerer kunnskapsgapene når det gjelder påvirkning av seismikk på fisk og evertebrater basert på 70 artikler som omhandler 68 arter. Lavfrekvente lyder som er langvarige eller har høy intensitet og lav frekvens kan føre til fysiske skader som hørselsskader eller rifter i svømmeblæren som følge av kraftige trykkforandringer. Det blir foreslått at hørselskadene trolig blir forårsaket av partikkelbevegelsen til lyden, mens skader på og rundt svømmeblæren trolig kommer fra lydtrykket (Carroll et al. 2017).

Det er et stort kunnskapshull når det gjelder kunnskap om lydterskler for skader og hvor lang tid det tar å gjenopprette eventuelle skader for de fleste fiskearter og nesten alle evertebrater (Carroll et al. 2017). Manglende kunnskaper om lydterskler for skader og atferdsendringer blir også diskutert i Popper & Hawkins (2018), som mener at lydtersklene må defineres i form av partikkelbevegelse i tillegg til trykk, og at det trengs mer forskning på skader i forbindelse med høye nivå av partikkelbevegelse, og hvilke mekanismer som fører til skadene.

Av de 70 artiklene som ble gjennomgått i Carroll et al. (2017) ble det ikke påvist dødelighet hos fisk som følge av seismikk, men 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 veldig nær luftkanonene, så det vil uansett ikke ramme mange fisk.

### **3.2.3 Pæling**

For pæling der søyler blir banket ned i grunnen er lydforplantningen i både vannsøylen og ved havbunnen av interesse. Det har blitt regnet på og diskutert hvordan lyden potensielt kan

---

---

påvirke ulike bunndyr (Miller et al. 2016) der avstanden til lydnivå som er antatt å gi skader er beregnet.

En studie av 155 merkede størfisk i området rundt konstruksjonen av en bro der det ble brukt både vibrasjons og vanlig pæling viste at fisken unngikk områder der det foregikk vanlig pæling, men at for vibropæling som har lavere støyniva flyttet ikke fiskene seg (Popper et al. 2016b).

Det ble gjort noen studier på pæling og fisk i en spesiallaget laboratorietank der en så på sammenhengen mellom SELss (energien i et enkelt slag), SELcum (summen av energien over et gitt antall slag), og antall slag. Det viste seg at nivået av skader varierte selv om summen av energi var konstant. Noen få slag der hvert slag hadde mye energi førte til størst skader. Fisk uten svømmeblære hadde liten risiko for skader, men fisk med lukket svømmeblære hadde størst risiko for skader (Casper et al. 2016, Casper et al. 2017, Halvorsen et al. 2017). Det ble også vist at store fisk fikk mer skader enn små fisk (Casper et al. 2013a). Dette er i strid med det mye refererte arbeidet til (Yelverton et al. 1975) som systematisk studerte fisk i ulike størrelser og fant en tydelig sammenheng som viste at små fisk fikk skader ved lavere nivåer enn stor fisk når de ble eksponert for trykkbølger fra detonasjoner. Ingen dødelige effekter ble sett hos fiskelarver som ble utsatt for opptak av pælingslyder i et spesiallaget kammer (Bolle et al. 2016).

### 3.3 Referanser

- Bolle LJ, de Jong CA, Bierman SM, van Beek PJ, Wessels PW, Blom E, van Damme CJ, Winter HV & Dekeling RP (2016). Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish, *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 91-100, Springer.
- Booman C, Dalen J, Leivestad H, Levsen A, Van der Meeren T & Toklum K (1996). The physiological effects of seismic explorations on fish eggs, larvae and fry. *Fisken og havet* 1996.
- Čada 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.
- Carroll A, 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.
- Casper BM, Halvorsen MB, Matthews F, Carlson TJ & Popper AN (2013a). Recovery of barotrauma injuries resulting from exposure to pile driving sound in two sizes of hybrid striped bass. *PloS one* 8(9), e73844.
- Casper BM, Smith ME, Halvorsen MB, Sun H, Carlson TJ & Popper AN (2013b). Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 166(2), 352-360.
- Casper BM, Carlson TJ, Halvorsen MB & Popper AN (2016). Effects of impulsive pile-Driving exposure on fishes, *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 125-132, Springer.
- Casper BM, Halvorsen MB, Carlson TJ & Popper AN (2017). Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. *The Journal of the Acoustical Society of America* 141(6), 4380-4387.

- 
- Debusschere E, De Coensel B, Bajek A, Botteldooren D, Hostens K, Vanaverbeke J, Vandendriessche S, Van Ginderdeuren K, Vincx M & Degraer S (2014). In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PLoS One* 9(10), e109280.
- Faulkner SG, Tonn WM, Welz M & Schmitt DR (2006). Effects of explosives on incubating lake trout eggs in the Canadian Arctic. *North American Journal of Fisheries Management* 26(4), 833-842.
- Gaspin JB (1975). Experimental investigations of the effects of underwater explosions on swimbladder fish. I. 1973 Chesapeake Bay tests. NAVAL SURFACE WEAPONS CENTER WHITE OAK LAB SILVER SPRING MD.
- Gaspin JB, Wiley ML & Peters GB (1976). Experimental investigations of the effects of underwater explosions on swimbladder fish, II: 1975 Chesapeake Bay tests. NAVAL SURFACE WEAPONS CENTER WHITE OAK LAB SILVER SPRING MD.
- Govoni JJ, West MA, Settle LR, Lynch RT & Greene MD (2008). Effects of underwater explosions on larval fish: implications for a coastal engineering project. *Journal of Coastal Research* 24(sp2), 228-233.
- Halvorsen MB, Casper BM, Carlson TJ, Woodley CM & Popper AN (2012a). Assessment of Barotrauma Injury and Cumulative Sound Exposure Level in Salmon After Exposure to Impulsive Sound The Effects of Noise on Aquatic Life, pp. 235-237, Springer.
- Halvorsen MB, Casper BM, Matthews F, Carlson TJ & Popper AN (2012b). Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1748), 4705-4714.
- Halvorsen MB, Casper BM, Woodley CM, Carlson TJ & Popper AN (2012c). Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS One* 7(6), e38968.
- Halvorsen MB, Zeddies DG, Ellison WT, Chicoine DR & Popper AN (2012d). Effects of mid-frequency active sonar on hearing in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 131(1), 599-607.
- Halvorsen MB, Casper BM, Popper AN & Carlson TJ (2017). Comprehensive summary of the impulsive pile driving sound exposure study series. *The journal of the Acoustical Society of America* 141(5), 3922-3922.
- Jørgensen R, Olsen KK, Falk-Petersen I-B & Kanapthippilai P (2005). Investigations of potential effects of low frequency sonar signals on survival, development and behaviour of fish larvae and juveniles. The Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø, Tromsø, Norway 51p.
- Kane A, Song J, Halvorsen M, Miller D, Salierno J, Wysocki L, Zeddies D & Popper A (2010). Exposure of fish to high-intensity sonar does not induce acute pathology. *Journal of Fish Biology* 76(7), 1825-1840.
- Khodabandelo B & Landrø M (2018). Acoustically induced cavity cloud generated by air-gun arrays—Comparing video recordings and acoustic data to modeling. *The Journal of the Acoustical Society of America* 143(6), 3383-3393.
- Kjellsby E & Kvalsvik K (1997). Begrensning av skade på marin fauna ved undervannsprengninger. *FFI/Rapport-97/04847*.
- Kvadsheim PH & Sevaldsen EM (2005). The potential impact of 1-8 kHz active sonar on stocks of juvenile fish during sonar exercises. *FFI/Report-2005/01027*.
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (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>

- 
- Liberman M (2015). Noise-induced hearing loss: permanent vs. temporary threshold shifts and the effects of hair-cell vs. neuronal degeneration, *The effects of noise on aquatic life, II*. Springer Science.
- McCaughey RD, Fewtrell J & Popper AN (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *The Journal of the Acoustical Society of America* 113(1), 638-642.
- Miller JH, Potty GR & Kim HK (2016). Pile-driving pressure and particle velocity at the seabed: Quantifying effects on crustaceans & groundfish, *The effects of noise on aquatic life II*, pp. 719-728, Springer.
- Popper AN & Clarke NL (1976). The auditory system of the goldfish (*Carassius auratus*): effects of intense acoustic stimulation. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 53(1), 11-18.
- Popper AN, Fay RR, Platt C & Sand O (2003). Sensory processing in aquatic environments, pp. 3-38, Springer.
- Popper AN, Smith ME, Cott PA, Hanna BW, MacGillivray AO, Austin ME & Mann DA (2005). Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117(6), 3958-3971.
- Popper AN, Halvorsen MB, Kane A, Miller DL, Smith ME, Song J, Stein P & Wysocki LE (2007). The effects of high-intensity, low-frequency active sonar on rainbow trout. *The Journal of the Acoustical Society of America* 122(1), 623-635.
- Popper AN, Carlson TJ, Gross JA, Hawkins AD, Zeddies D, Powell L & Young J (2016a). Effects of Seismic Air Guns on Pallid Sturgeon and Paddlefish, *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 871-878, Springer.
- Popper AN, Moese M, Rollino J, Krebs J, Racca R, Martin B, Zeddies D, MacGillivray A & Jacobs F (2016b). Pile Driving at the New Bridge at Tappan Zee: Potential Environmental Impacts, *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 861-870, Springer.
- Popper AN & Hawkins AD (2018). The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America* 143(1), 470-488.
- 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.
- Scholik AR & Yan HY (2001). Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. *Hearing research* 152(1-2), 17-24.
- Scholik AR & Yan HY (2002). Effects of boat engine noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, *Pimephales promelas*. *Environmental Biology of Fishes* 63(2), 203-209.
- Sivle L, Kvadsheim P & Ainslie M (2014). Potential for population-level disturbance by active sonar in herring. *ICES Journal of Marine Science* 72(2), 558-567.
- Smith ME, Kane AS & Popper AN (2004a). Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: Does the linear threshold shift hypothesis hold water? *Journal of Experimental Biology* 207(20), 3591-3602.
- Smith ME, Kane AS & Popper AN (2004b). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *Journal of Experimental Biology* 207(3), 427-435.
- Smith ME, Coffin AB, Miller DL & Popper AN (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *Journal of Experimental Biology* 209(21), 4193-4202.
- Smith ME & Monroe JD (2016). Causes and consequences of sensory hair cell damage and recovery in fishes. *Fish Hearing and Bioacoustics*, pp. 393-417, Springer.



- 
- Smith ME, Schuck JB, Gilley RR & Rogers BD (2011). Structural and functional effects of acoustic exposure in goldfish: evidence for tonotopy in the teleost saccule. *BMC neuroscience* 12(1), 19.
- Sætre R & Ona E (1996). Seismiske undersøkelser og skader på fiskeegg og larver. En vurdering av mulige effekter på bestandsnivå. *Fisken og Havet no 8 1996*, 25s
- Uribe PM, Villapando BK, Lawton KJ, Fang Z, Gritsenko D, Bhandiwad A, Sisneros JA, Xu J & Coffin AB (2018). Larval Zebrafish Lateral Line as a Model for Acoustic Trauma. *eNeuro* 5(4).
- Yelverton JT, Richmond DR, Hicks W, Saunders H & Fletcher ER (1975). The relationship between fish size and their response to underwater blast, *LOVELACE FOUNDATION FOR MEDICAL EDUCATION AND RESEARCH ALBUQUERQUE NM*.

---

---

## 4 Atferdseffekter på sjøpattedyr

### 4.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

#### SONAR:

Det er etablert flere typer metodikk for å studere atferdsendringer hos sjøpattedyr de senere årene. Kontrollerte eksponeringer av dyr som er merket med sensorer (Kvadsheim et al. 2015, Southall et al. 2016) og observasjonsstudier på dyr både i felt (Falcone et al. 2017) og i fangenskap (Houser et al. 2013ab) har gitt nyttig innsikt.

Studier på en rekke ulike arter viser ulike typer responser som unnvikelse av området, avbrutt beiteatferd, endret vokalisering og endret dykkatferd (Miller et al. 2012, Sivle et al. 2015,).

Det er stor variasjon mellom arter, noen arter synes å være sensitive (reagerer sterkt og på lave nivåer), for eksempel nebbhval (Wensveen et al. 2019), nise (Tougaard et al. 2014), spekkhogger (Miller et al. 2014) og vågehval (Kvadsheim et al. 2017a), mens andre er mindre reaktive (høyere reaksjonsterskel, mindre alvorlige reaksjoner), for eksempel knølhval (Sivle et al. 2015) og grindhval (Antunes et al. 2014).

Dokumenterte effekter har potensiale for populasjonseffekter hos enkelte arter og situasjoner, avhengig av eksponeringsomfang (National Academies of Sciences 2005, 2017).

Atferdskontekst er svært viktig, både for hvordan dyra reagerer og den biologiske signifikansen (Ellison et al. 2011, Goldbogen et al. 2013, Southall et al. 2019a).

Utfra dose-respons analyser kan man predikere ved hvilke lydnivåer man har en gitt sannsynlighet for at en viss reaksjon vil inntreffe (Miller et al. 2014, Antunes et al. 2014, Harris et al. 2015 Sivle et al. 2015), men omfanget av responsen og dermed hvilken biologisk signifikans en reaksjon vil få er ikke alltid mulig å predikere ut fra mottatt lydnivå alene.

Til tross for mange dokumenterte effekter av sonar på sjøpattedyr er det ikke alltid trivielt å relatere dokumenterte effekter under eksperimentelle eksponeringer til reelle situasjoner, da eksponeringer ofte gjøres med nedskalerte kilder og med kort varighet sammenliknet med en virkelig

---

---

sonaroperasjon. Pågående studier undersøker om det er mottatt nivå i seg selv som er en driver av responsen man ser, eller om det er avstanden til kilden (Lam et al. 2018ab).

Det utvikles også nye sonarkilder, og i årene som kommer vil det sannsynligvis bli mer vanlig å bruke såkalt kontinuerlig aktiv sonar (CAS) istedenfor kovensjonell pulset aktiv sonar (PAS). Studier så langt har vært gjort på PAS. CAS har ofte lavere spisstrykk, men like mye eller mer akustisk energi målt over tid. Nyere studier viser at akkumulert energi er en viktig faktor for når responser oppstår, og disse nye sonartypene er derfor ikke mer miljøvennlige (Isojunno et al. 2020).

For å kunne gjøre en helhetlig forvaltning er det nødvendig å vite mer om hvordan dokumenterte atferdsendringer vil kunne føre til negative effekter for populasjoner og bestander. Det finnes i dag rammeverk for hvordan man kan analysere dette (National Academy of Sciences 2005, 2017), men det er fortsatt på et svært tidlig stadium og man trenger mer kunnskap om dette.

#### SEISMIKK:

Seismiske kilder har høye kildenivå (>240 dB), og genererer i hovedsak lavfrekvent lyd (<500Hz) som propagerer langt (Ainslie 2010), i utgangspunktet lenger enn for eksempel militære sonarer.

Selv om omfanget av seismikk ikke øker i norske farvann, forflyttes aktiviteten inn i mer følsomme økosystemer hvor nye arter blir eksponert og hvor tettheten av pattedyr i perioder er mye høyere enn i Nordsjøen og Norskehavet (Sivle et al. 2020).

Seismikk har et mye større eksponeringsomfang enn sonar, det er likevel mye mindre kunnskap om hvilke effekter seismiske pulser har på ulike arter av sjøpattedyr i ulike situasjoner (Kvadsheim et al. 2017b).

Også seismiske kilder blir mer kontinuerlige enn før, men energien akkumulert over tid er omtrent den samme (Kvadsheim et al 2017c). Disse nye kildene forventes ikke å gi noen vesentlig miljøgevinst siden atferdsresponser ser ut til være utløst av energi mer enn spisstrykk, og kontinuerlige kilder gir større potensielt problem med maskering (Isojunno et al. 2020).

Det er generelt få studier på sel og tannhvaler og effekter av seismikk. Nise ser ut som om det er en sensitiv art som reagerer på lange avstander og lave nivåer (Thompson et al. 2013, Tougaard et al. 2014, Pirotta et al. 2014), mens

---

---

spermhval viser ingen eller bare subtile atferdsendringer selv på korte avstander fra seismiske kilder (Madsen & Møhl 2000, Miller et al. 2009).

Studier på bardehvaler viser at responser varierer med art og sannsynligvis også kontekst (Gomez et al. 2016). Eksempler på responser som kan få betydning på populasjonsnivå, dersom eksponeringen er av tilstrekkelig omfang i sensitive perioder, er habitatsunnvikelse (Richardsen et al. 1986, Robertsen et al. 2016, Ljungblad et al. 1982, Castellote et al. 2012, Dunlop et al. 2018) og eller forstyrrelse av akustisk kommunikasjon mellom individene (Cerchio et al. 2014, Castellote et al. 2012, Blackwell et al. 2015). Dette er vist i studier på grønlandshval, knølhval og finnhval.

Det mangler nesten helt studier av hvordan arter som regnes som spesielt sensitive til andre typer lyd påvirkning (sonar og pæling) reagerer på seismikk, for eksempel nebbhval, nise, vågehval, spekkhogger (Kvadsheim et al. 2017b).

Det er dokumentert mange flere typer responser til sonar enn seismikk, til dels også mer omfattende responser hos flere arter (Kvadsheim et al. 2017b). Dette kan skyldes at det er reelle forskjeller, men det kan også skyldes at det er langt færre studier av atferdseffekter av seismikk enn andre støykilder. Det er ingen fysiologisk eller økologisk grunn til at hverken sel, bardehvaler eller tannhvaler skulle være mindre sensitiv mot seismikk sammenlignet med sonar. Tannhvaler har sin optimale hørsel på høyere frekvenser, men har fortsatt sensitiv hørsel i frekvensområdet som dekkes av seismikk (Southall et al. 2019b). Studier viser også at hørselsevnen (frekvensen) ikke kan brukes til å forutse hvilke typer støy som fører til responser (Southall et al. 2019b).

Dokumenterte effekter har potensiale for populasjonseffekter hos enkelte arter og situasjoner, avhengig av eksponeringsomfanget (National Academies of Sciences 2005, 2017).

## ANDRE STØYKILDER

Det foregår lite pæling i norske farvann for tiden, men det kan endre seg og da trenger vi mer kunnskap om hvordan pæling påvirker atferden til sjøpattedyr. Det er påvist habitatsunnvikelse hos noen kystnære arter som nise og sel (Brandt et al. 2011, Tougaard et al. 2009, Dähne et al. 2013, Russel et al. 2016).

Økt skipsstøy har de siste tiårene ført til økt bakgrunnsstøy i mange områder. Dette har potensialet til å påvirke sjøpattedyr negativt, spesielt gjennom maskering. Slike effekter er påvist hos bardehvaler (Castelotte et al. 2012) og tannhvaler (Williams et al. 2014).

---

---

Hvalsafari er en aktivitet som skaper både støy og fysisk tilstedeværelse rundt enkelte hvalarter i forbindelse med at disse opptre i store konsentrasjoner for å beite. Det betyr at de potensielt forstyrres i en biologisk viktig aktivitet (New et al. 2015, Visser et al. 2016).

## 4.2 Diskusjon av ny kunnskap

Det henvises til utfyllende beskrivelse av kunnskapsstatus før 2017 i Kvalsheim et al. (2017b).

Kunnskapen om hvordan atferden til sjøpattedyr påvirkes av støyforurensning har økt enormt de siste 20 årene (Southall et al. 2016, Gomez et al. 2016, Harris et al. 2017). Dette skyldes både økt fokus på problemstillingen, men også en positiv utvikling i forhold til metodikk for å studere dette (Southall et al. 2016, Harris et al. 2017). Vi har nå kunnskap fra mange arter og ulike støykilder, og ser at det er store forskjeller mellom artene på hvordan de reagerer og ved hvilke lydnivåer de reagerer (Southall et al. 2016, Gomez et al. 2016, Harris et al. 2017). Noen typer responser er sannsynligvis uten betydning, mens andre kan helt klart ha biologisk signifikant betydning. Eksempler på dette er når dyrene oppgir biologiske viktige aktiviteter som beiteatferd og hvileatferd og forlater området hvor det foregår støyende aktivitet.

### 4.2.1 Sonar vs seismikk

Det er fortsatt slik at vi har mer kunnskap om hvordan ulike arter at sjøpattedyr reagerer på militære sonarer enn hvordan de reagerer på seismikk, selv om seismiske pulser propagerer lengre og seismiske kilder sannsynligvis brukes mer i norske farvann (Kvalsheim et al. 2017b). De senere årene har det derimot kommet en rekke rapporter fra et stort studie på hvordan knølhval reagerer på seismikk i Australia (Dunlop et al. 2015, 2016, 2017, 2018). Resultatene viser at knølhval som eksponeres for seismikk under vandring responderer omtrent på samme måte som knølhval som eksponeres for sonar under beiting i Arktis (Sivle et al. 2015, 2016). De avbryter biologisk viktig atferd, men bare når eksponeringsnivåene er forholdsvis høye, og atferdsendringen er dermed kortvarig (Dunlop et al. 2018).

### 4.2.2 Dose respons funksjoner

Dose respons funksjoner er etablert for en rekke arter, i hovedsak for eksponering til militære sonarer (Harris et al. 2017), men det er nylig også definert dose-respons funksjoner for eksponering til seismikk, i hvert fall for en art (knølhval) (Dunlop et al. 2018). Disse funksjonene beskriver sammenhengen mellom akustisk dose og sannsynligheten for en atferdsendring. De kan brukes til definere områder rundt støyende aktiviteter (f.eks militære øvelser eller seismiske undersøkelser) hvor sjøpattedyr forventes å endre atferd (Kuningas et al. 2013), og er således viktige verktøy i risikoanalyser. Det er derimot ikke åpenbart hva som er det beste målet for eksponeringsdose. Mottatt lydtryknivå (SPL) er vanligvis brukt (Gomez et al. 2016), men akkumulert lydeksponeeringsnivå (SEL) har også vært brukt (Harris et al. 2015,

---

Dunlop et al. 2018). De lydkiidene som har vært brukt til kontrollerte eksponeringer er derimot som regel skalerte kilder med lavere kildenivå enn de kildene som brukes i virkeligheten. Ett gitt lydtryknivå oppnås dermed når lydkiiden er mye nærmere dyret enn det ville vært i virkelige scenarier. Bruk av eksperimentelle dose-respons funksjoner til å vurdere effekter av fullskala militære sonarer eller seismiske undersøkelser er derfor basert på den antakelsen at avstanden mellom lydkiiden og dyret ikke påvirker atferdsendringen. For sensitive arter som ikke er vant til å høre disse støykiidene, ser det ut som avstand ikke er av vesentlig betydning, og at antakelsen stemmer (Wensveen et al. 2019). For andre arter, og i miljøer hvor dyrene er vant til å bli utsatt for støy ser det derimot ut til at avstanden er av en viss betydning (DeRuiter et al. 2013, Moretti et al. 2014). Dette innebærer at dyrene ikke responderer på et gitt lydnivå dersom lydkiiden er langt unna. Det er viktig å forstå disse sammenhengene bedre slik at man brukes eksperimentelle data riktig og ikke overestimerer effekter (Ellison et al. 2018). Ny forskning er på vei hvor dette adresseres (Lam et al. 2018ab).

Responsterskler varierer ikke bare mellom arter, men også innad i en art (Harris et al. 2015). Det viser seg at både atferdskontekst (hva driver dyrene på med når de blir eksponert) og eksponeringskontekst (frekvens, lydnivå, type signal, bakgrunnsstøy, hastigheten til kiiden og så videre) er av betydning for når og hvordan dyrene reagerer (Ellison et al. 2011, Southall et al. 2016, Harris et al. 2017).

#### **4.2.3 Nye kontinuerlige lydkiider**

Den tradisjonelle måten å bruke militære sonarer på er at man sender en forholdsvis kort lydimpuls (ping) og deretter lytter man etter et ekko. Lytteperioden er mye lengre enn perioden med aktiv lydutsendelse, typisk 90-95% av tiden. For seismikk er det i prinsippet det samme, men pulsene er kortere og tiden mellom pulsen er kortere. I begge tilfeller har marine organismer muligheten til å lytte mellom lydimpulsene, og dermed reduseres omfanget av maskering, altså dyrets evne til selv å bruke lyd til kommunikasjon, orientering eller til å finne mat. Moderne digital prosessering av signalene og forbedret dynamikk i de akustiske mottakerne, har nå åpnet for en teknologi som lenge har vært kjent bare som en teoretisk mulighet, nemlig at man kan sende og motta lyd samtidig. Dermed får man høyere oppløsning på seismiske bilder av bunnen, eller bedre sporing av ubåter. Denne nye teknologien tas nå opp både i nye militære sonarer og i nye konsepter for seismiske undersøkelser (se kap 8). Kort fortalt innebærer den at man sprer energien i lydimpulsen ut i tid. Den totale energien målt over tid i kontinuerlige systemer er altså omtrent den samme som i konvensjonelle pulsede systemer (i hvert fall per i dag), men det maksimale lydtryknivå (SPL) er lavere. Dette vil i teorien kunne innebære redusert risiko for hørselskader i noen scenarier siden lydtryknivå (spisstrykket) er lavere (Kvadsheim et al. 2017c). Så lenge energien er den samme, og energien også er et viktig kriteriet for hørselskade (Southall et al. 2019b) vil derimot gevinsten være begrenset. Inntil nylig har det derimot vært et helt åpent spørsmål om kontinuerlige systemer fører til mer eller mindre atferdsresponser, siden kriteriene for atferdsresponser er mindre klarlagt. Det har altså vært usikkert om det er spisstryknivå eller energien i lydimpulsene som utløser atferdsendringer. Isojunno et al. (2020) designet et eksperiment hvor spermhval ble eksponert for både pulsede og kontinuerlige sonarimpulser. Dyrene ble eksponert for pulset sonar med to nivåer, ett nivå med samme energi som den kontinuerlige sonarer (men høyere spisstrykk), og ett nivå med samme spisstrykk (men

---

---

lavere energi). Resultatet viste at spermhval ikke reduserte beiteatferd når de ble eksponert for pulsede sonarer med samme spissttrykk som den kontinuerlige sonaren, men de reduserte beiteatferd like mye under eksponeringene til den kontinuerlige sonarer som den pulsede når to hadde samme energi. Dette betyr at det er energien i pulsene som er den viktigste faktoren som utløser atferdsendringer, ikke spissttrykket (Isojunno et al. 2020). Dette er nok et overraskelse resultat for mange, og mer forskning på flere arter er nødvendig for å forstå bedre effekter av kontinuerlige akustiske systemer. Kontinuerlige systemer vil for eksempel kunne innebære en større maskeringseffekt siden det er mindre opphold i lyden.

#### **4.2.4 Ramp up**

En gradvis økning av kildenivå for å redusere risikoen for å skade sjøpattedyr blir brukt i flere land, inkludert Norge, både i forbindelse med bruk av militære sonarer og seismikk (se kap. 9 og 10). Prosedyren kalles gjerne «ramp-up» eller «soft start». Hensikten er å skremme bort dyrene fra lydilden, mens man fortsatt ikke bruker skadelige høye nivåer, slik at de ikke kommer så nær kilden at de kan pådra seg hørselskader. Modellstudier har vist at ramp-up burde ha en risikoreduserende effekt, men effekten vil være avhengig av faktorer som dyrets responsterskel, lydildens og dyrets hastighet (von Benda-Beckmann et al. 2014). Effekten av ramp-up har også vært undersøkt eksperimentalt for både sonar (Wensveen et al. 2017) og seismikk (Dunlop et al. 2016). Disse studiene konkluderer med at ramp-up hadde en begrenset effekt i å redusere risiko for skade. Begge studiene brukte knølhval som modellart, og resultatet er dermed som forventet siden knølhval har forholdsvis høy responsterskel sammenlignet med andre arter (Sivle et al. 2015). Dersom man skilte ut den mest responsive delen av bestanden, kuer med kalv, fant man at ramp-up hadde god effekt, og da spesielt på den mest sårbare delen av bestanden (Wensveen et al. 2017). Det er dermed forventet at ramp-up vil ha en betydelig risikoreduserende effekt både ved bruk av militære sonarer og seismiske kilder, men effekten vil variere med art.

#### **4.2.5 Hva kjennetegner sensitive arter**

Selv om vi de senere årene har fått mye ny kunnskap om hvordan ulike arter av sjøpattedyr reagerer på ulike støykilder, vil vi neppe noen gang komme dit at alle arter er studert. For å kunne si noe om hvor sensitiv man forventer at en art er, uten at man har direkte kunnskap om det, trenger man en mer mekanistisk tilnærming. Nært beslektede arter som grindhval og spekkhogger (Antunes et al. 2014, Miller et al. 2014), eller vågehval og knølhval (Kvadsheim et al. 2017a, Sivle et al. 2015) kan ha svært ulik sensitivitet til støyforurensning. Taxonomi er derfor ikke en god måte å forutsi hvor sårbar en art er (Gomez et al. 2016). Funksjonelle hørselsgrupper brukes for å si noe om hvor sårbare ulike arter er i forhold til å utvikle hørselskade når de utsettes for kraftig lyd i ett gitt frekvensområdet (Southall et al. 2019b). Det er derimot lite som tilsier at den samme grupperingen har samme relevans for å kunne forutsi hvordan ulike arter vil endre atferd. De artene som er mest sensitive overfor eksponeringer til lavfrekvente lydilder som sonar og seismikk, for eksempel nise (Tougaard et al. 2014) og nebbhval (Wensveen et al. 2019), tilhører de høyfrekvente hørselsspesialistene som hører ultralyd veldig godt, men er mindre sensitive i de lavere frekvensene (Southall et al. 2019b). De senere årene har en alternativ hypotese, ofte referert til som «the soundscape of fear» hypotesen

---

---

eller «risk disturbance» hypotesen fått mer oppmerksomhet. Denne hypotesen for å forklare underliggende mekanismer som trigger atferdsendringer innebærer at lyden blir oppfattet som en trussel, gjerne en ukjent trussel, og dermed trigger en antipredator strategi (Harris et al. 2017). Dette innebærer at de arter og populasjoner som har høyest predasjonspress er forventet å være mest sensitiv dersom de eksponeres for støyforurensning (Miller et al. 2019).

#### **4.2.6 Populasjonseffekter og akkumulerte effekter**

Observerte responser inkluderer habitatsunnvikelse avbrutt hvile- og beiteatferd, og forstyrrelse av kommunikasjon mellom individene (National Academy of Sciences 2017). Dette er responser som vil kunne påvirke individers energibalanse og evne til å formere seg, direkte eller indirekte. Dersom eksponeringsomfanget er stort nok og responsene tilstrekkelig langvarige vil man kunne påvirke individers vitalrater (overlevelse, vekst og reproduksjon) og dermed få konsekvenser for populasjonens utvikling (National Academy of Sciences 2005). Hvorvidt dette faktisk skjer er et sammensatt spørsmål som det er umulig å belyse eksperimentelt. Det er derfor utviklet konseptuelle modeller for å svare på dette (National Academy of Sciences 2005). Den såkalte PCAD-modellen (Population Consequence of Acoustic Disturbance) beskriver en serie faktorer i en kjede fra lydkildens egenskaper til effekten på populasjonen. Disse ulike faktorene er oppsummert i Figur 1.2. Det har de senere årene vært lite fremdrift i arbeidet med å konkretisere og parameterisere slike populasjonsmodeller, til tross for at kunnskap om mulige populasjonseffekter er etterspurt blant forvaltere. Mye av problemet er at det for mange bestander mangler tilstrekkelig grunnleggende kunnskap om artens økologi og kunnskap om hvordan de endrer atferd når de eksponeres for støy. Det har likevel vært fokus på at nye atferdsstudier designes på en måte som best mulig informerer slike populasjonsmodeller, med fokus på biologiske signifikante atferdsendringer. På sikt må slike modeller også ta hensyn til at ulike støykilder skaper effekter som kan akkumulere til populasjonseffekter, og at dette kommer på toppen av andre stressfaktorer som forurensning, klimaforandringer og bifangst (National Academy of Sciences 2017).



---

---

### 4.3 Referanser

- Ainslie M (2010). Principles of Sonar Performance Modelling. Springer.
- Antunes R, Kvadsheim PH, Lam FPA, Tyack PL, Thomas L, Wensveen PJ, Miller PJO (2014). High response thresholds for avoidance of sonar by free-ranging long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Mar. Poll. Bull.* 83: 165-180. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.03.056
- Blackwell SB, Nations CS, McDonald TL, Thode AM, Mathias D, Kim KH, Greene CR Jr & Macrander AM (2015). Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. *PLoS ONE* 10(6): e0125720. doi:10.1371/journal.pone.0125720.
- Brandt M, Diederichs A, Betke K & Nehls G (2011). Responses of harbour porpoises to pile-driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421: 205–16.
- Castellote M, Clark CW & Lammers MO (2012). Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol. Cons.* 146: 115-122.
- Cerchio S, Strindberg S, Collins T, Bennett C & Rosenbaum H (2014). Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. *Plos ONE* 9(3): e86464. doi:10.1371/journal.pone.0086464
- Dähne M, Gilles A, Lucke K, Peschko V, Adler S, Krügel K, Sundermeyer J, Siebert U (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environ. Res. Lett.* 8,025002. (doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002)
- DeRuiter SL, Southall BL, Calambokidis J, Zimmer WMX, Sadykova D, Falcone EA, Friedlaender AS, Joseph JE, Moretti D, Schorr GS, Thomas L & Tyack PL (2013). First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biology Letters* 9 (4): 20130223. doi:10.1098/rsbl.2013.0223.
- Dunlop RA, Noad MJ, McCauley RD, Kniest E, Paton D & Cato DH (2015). The Behavioural Response of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) to a 20 Cubic Inch Air Gun. *Aquatic Mammals* 41:412-433. DOI 10.1578/AM.41.4.2015.412
- Dunlop R, Noad MJ, McCauley RD, Kniest E, Slade R, Paton D & Cato DH (2016). Response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to ramp-up of a small experimental air gun array. *Mar. Poll. Bull.* 103:72-83.
- Dunlop R, MJ Noad, RD McCauley, L Scott-Hayward, E Kniest, R Slade, D Paton5 & DH Cato (2017). Determining the behavioural dose–response relationship of marine mammals to air gun noise and source proximity. *Journal of Experimental Biology* 220; 2878-2886 doi:10.1242/jeb.160192
- Dunlop RA, MJ Noad, RD McCauley, E Kniest, R Slade, D Paton, DH Cato (2018). A behavioural dose-response model for migrating humpback whales and seismic air gun noise. *Marine Pollution Bulletin* 133: 506–516 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.009>.
- Ellison WT, Southall BL, Clark CW, Frankel AS (2011). A New context-based approach to assess marine mammals behavioral responses to anthropogenic sounds. *Conservation Biol.* 26 (1): 21-28.
- Ellison WT, B Southall, AS Frankel, KJ Vigness-Rapose, CW Clark (2018). An Acoustic Scene Perspective on Spatial, Temporal, and Spectral Aspects of Marine Mammal Behavioral Responses to Noise. *Aquatic Mammals* 44(3):239-243. DOI: 10.1578/AM.44.3.2018.239
- Falcone EA, Schorr GS, Watwood SL, DeRuiter SL, Zerbini AN, Andrews RD, Morrissey RP, Moretti DJ (2017). Diving behaviour of Cuvier's beaked whales exposed to two types of military sonar. *R. Soc. open sci.* 4: 170629. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.170629>.

- 
- Goldbogen JA, Southall BL, DeRuiter SL, Calambokidis J, Friedlaender AS, Hazen EL, Falcone EA, Schorr GS, Douglas A, Moretti DJ, Kyburg C, McKenna MF, Tyack PL (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proc R Soc B* 280: 20130657. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.0657>
- Gomez C, Lawson JW, Wright AJ, Buren AD, Tollit D, Lesage V (2016). A systematic review on the behavioural responses of wild marine mammals to noise: the disparity between science and policy. *Can J Zool* 94:801–819 . <https://doi.org/10.1139/cjz-2016-0098>
- Harris CM, D Sadykova, SL DeRuiter, PL Tyack, PJO Miller, PH Kvadsheim, FPA Lam & L Thomas. (2015). Dose response severity functions for acoustic disturbance in cetaceans using recurrent event survival analysis. *Ecosphere* 6(11): Article 236
- Harris CM, Thomas L, Falcone EA, Hildebrand J, Houser D, Kvadsheim PH, Lam FPA, Miller PJO, Moretti DJ, Read AJ, Slabbekoorn H, Southall BL, Tyack PL, Wartzok D & Janik VM (2017). Marine mammals and sonar: dose-response studies, the risk-disturbance hypothesis and the role of exposure context. *Journal of Applied Ecology* 2017: 1-9. DOI: 10.1111/1365-2664.12955
- Houser DS, Martin SW & JJ Finneran (2013a). Behavioral responses of Californian sea lions to mid-frequency (3250-3450 Hz) sonar signals. *Marine Environment Research* 92: 268-78. doi:10.1016/j.marenvres.2013.10.007.
- Houser DS, Martin SW & JJ Finneran (2013b). Exposure amplitude and repetition affect bottlenose dolphin behavioral response to simulated mid-frequency sonar signals. *J. Exp. Biol. & Ecol.* 443: 123-133.
- Isojunno S, PJ Wensveen, FPA Lam, PH Kvadsheim, AM von Benda-Beckmann, LM Martín López, L Kleivane, EM Siegal, PJO Miller (2020). When the noise goes on: received sound energy predicts sperm whale responses to both intermittent and continuous navy sonar. *J. Exp Biol.* In press.
- Kuningas S, Kvadsheim PH, Lam FPA, Miller PJO (2013). Killer whale presence in relation to naval sonar activity and prey abundance in northern Norway. *ICES J. Mar. Sci.* Sept 4. doi:10.1093/icesjms/fst127
- Kvadsheim, PH, F-P Lam, P Miller, LD Sivle, P Wensveen, M Roos, P Tyack, L Kleivane, F Visser, C Curé, S Ijsselmuide, S Isojunno, S von Benda-Beckmann, N Nordlund, R Dekeling (2015). The 3S2 experiments - Studying the behavioural effects of naval sonar on northern bottlenose whales, humpback whales and minke whales. *FFI-rapport* 2015/01001 (<http://rapporter.ffi.no/rapporter/2015/01001.pdf>)
- 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 (2017a). Avoidance Responses of Minke Whales to 1-4 kHz Naval Sonar. *Marine Pollution Bulletin* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.037>.
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (2017b). 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 PH, LA Ødegaard, M Christiansen, J Lima (2017c). Comparison of propagated noise and potential environmental impact of continuous eSeismic and conventional pulsed seismic in the Norwegian sea. *FFI-RAPPORT* 17/00190 (unntatt offentlighet)
- Lam, FP, PH Kvadsheim, S Isojunno, S van Ijsselmuide, PJ Wensveen, RR Hansen, LD Sivle, L Kleivane, LMM López, B Benti, R Dekeling, PJO Miller (2018a). Behavioral response study on the effects of continuous sonar and the effects of source proximity on sperm whales in Norwegian waters

- 
- The 3S-2017 Cruise report. *TNO report* TNO2018 R10958  
(<http://publications.tno.nl/publication/34627071/pohdo8/TNO-2018-R10958.pdf>).
- Lam, FP, PH Kvasdheim, S Isojunno, PJ Wensveen, S van IJsselmuide, M Siemensma, R Dekeling, PJO Miller (2018b). Behavioural response study on the effects of continuous sonar on sperm whales in Norwegian waters - The 3S-2016-CAS cruise report. *TNO report* TNO2018 R10802  
(<http://publications.tno.nl/publication/34627070/Q3bPWP/TNO-2018-R10802.pdf>)
- Ljungblad DK, Moore SE, Van Schoik DR & Winchell CS (1982). Aerial surveys of endangered whales in the Beaufort, Chukchi, and northern Bering seas. *NOSC TD* 486. US Naval Ocean Systems Cent., San Diego, CA.
- Madsen PT & Møhl B (2000). Sperm whales (*Physeter catodon* L. 1758) do not react to sounds from detonators. *J. Acoust. Soc. Am* 107: 668-671
- Miller PJO, Johnson MP, Madsen PT, Biassoni N, Quero M & Tyack P L (2009). Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. *Deep-Sea Res.* 157: 1168–1181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2009.02.008>
- Miller PJO, Kvasdheim PH, Lam FPA, Wensveen PJ, Antunes R, Alves AC, Visser F, Kleivane L, Tyack PL, Sivle LD (2012). The severity of behavioral changes observed during experimental exposures of killer (*Orcinus orca*), long-finned pilot (*Globicephala melas*), and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to naval sonar. *Aquatic Mammals* 38: 362-401.
- Miller PJO, Antunes R, Wensveen P, Samarra FIP, Alves AC, Tyack P, Kvasdheim PH, Kleivane L, Lam FP, Ainslie M & Thomas L (2014). Dose-response relationships for the onset of avoidance of sonar by free-ranging killer whales. *J. Acoust. Soc Am.* 135, 975-993
- Miller PJO, Isojunno S, Siegal E, Lam FPA, Kvasdheim PH, Curé C (2019). The underwater soundscape of fear: responses of cetaceans to naval sonar and playback of predatory killer whale sounds. *Abstract submitted to the World Marine Mammals Conference, 9-12 December Barcelona, Spain* (<https://www.wmmconference.org/>)
- Moretti D, L Thomas, T Marques, J Harwood, A Dille, R Neales, J Shaffer, E McCarthy, L New, S Jarvis, & R Morrissey. (2014) A risk function for behavioural disruption of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) from mid-frequency active sonar. *PLoS ONE*, 9(1), e85064
- National Academy of Sciences (2005). *Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects*. National Academic Press.
- National Academies of Sciences (2017). *Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals*. National Academies Press, Washington, D.C.
- New LF, Hall AJ, Harcourt R, Kaufman G, Parsons ECM, Pearson HC, Cosentino AM & Schick RS (2015). The modelling and assessment of whale-watching impacts. *Ocean & Coastal Management* 115:10-16. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.006.
- Pirotta E, Brookes KL, Graham IM & Thompson PM (2014). Variation in harbour porpoise activity in response to seismic survey noise. *Biol. Lett.* 10: 20131090. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.1090>.
- Richardson WJ, Würsig B & Greene Jr, CR (1986). Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* 79: 1117-1128. doi:10.1121/1.393384
- Robertson FC, Koski WR & Trites AW (2016). Behavioral responses affect distribution analysis of bowhead whales in the vicinity of seismic operations. *Mar. Ecol. Prog. Series* 549: 243-262.

- 
- Russell DJF, Hastie GD, Thompson D, Janik VM, Hammond PS, Scott-Hayward LAS, Matthiopoulos J, Jones EL & McConnell BJ (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, vol 53, no. 6, pp. 1642-1652. DOI: 10.1111/1365-2664.12678
- Sivle L, PH Kvadsheim, C Curé, S Isojunno, PJ Wensveen, FPA Lam, F Visser, L Kleivane, PL Tyack, C Harris, PJO Miller (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
- Sivle LD, Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam F-PA, Visser F, Curé C, Harris CM, Tyack PL, Miller PJO (2016). Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series* 562: 211–220. doi:10.3354/meps11969
- Sivle LD, Forland TN, deJong K, Nyqvist D, Grimsbø E & Kutti T (2020). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprenginger - Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2020. *Rapport fra Havforskningen 2020-1 ISSN:1893-4536* <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-1>.
- Southall BL, Nowacek DP, Miller PJO, Tyack PL (2016). Experimental field studies to measure behavioral responses of cetaceans to sonar. *Endangered Species Research* 31: 293-315 doi:10.3354/esr00764
- Southall BL, SL DeRuiter, A Friedlander, AK Stimpert, JA Goldbogen, E Hazen, C Casey, S Fregosi, D Cade, AN Allen, CM Harris, G Schorr, D Moretti, S Guan & J Calambokidis (2019a). Behavioral responses of individual blue whales (*Balaenoptera musculus*), to mid-frequency military sonar. *J. Exp. Biol.* 222, jeb190637
- Southall BL, Finneran JJ, Reichmuth C, Nachtigall PE, Ketten DR, Bowles AE, Ellison WT, Nowacek DP, Tyack PL (2019b). 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.
- Thompson, PM, KL Brookes, IM Graham, TR Barton, K Needham, G Bradbury and ND Merchant (2013). Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proc. R. Soc. B* 2013 280, 20132001
- Tougaard J, Carstensen J, Teilmann J, Skov H and Rasmussen P (2009). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Acoust. Soc. Am.* 126 11–4
- Tougaard J, AJ Wright, PT Madsen (2014). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Mar. Poll. Bull.* 90: 196-208 <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.051>.
- Visser F, Cure C, Kvadsheim PH, Lam FPA, Tyack PL & Miller PJO (2016). Disturbance-specific social responses in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. *Scientific Reports*, 6. doi:10.1038/srep28641
- von Benda-Beckmann AM, PJ Wensveen PH Kvadsheim, FPA Lam, PJO Miller, PL Tyack, MA Ainslie (2014). Modelling effectiveness of gradual increases in source level to mitigate effects of sonar on marine mammals. *Cons. Biol* 28: 119-128. DOI: 10.1111/cobi.12162
- Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam FPA, vonBenda-Beckmann A, Sivle L, Visser F, Curé C, Tyack PL, Miller PJO (2017). Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*)

- 
- 
- indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *J. Exp. Biol.* 220: 4150-4161.  
doi:10.1242/jeb.161232
- Wensveen P, Isojunno S, Hansen R, von Benda-Beckmann A, Kleivane L, van IJsselmuide S, Lam FP, Kvaldsheim 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. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.2592>
- Williams R, C Erbe, E Ashe, A Beerman, J Smith (2014). Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose–response study. *Mar. Poll. Bull.* 79 (2014) 254–260.

---

---

## 5 Atferdseffekter på fisk

### 5.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

Hørsel og bruk av lyd hos fisk: All fisk er følsom for lydens partikkelbevegelse og de kan høre lyd med frekvenser fra langt nede i infralydområdet (< 20 Hz) og opp til noen få hundre Hz. Flere arter er også følsomme for lydtrykk og hører frekvenser opp til 4 kHz. Hørselen til fisk er godt studert og kartlagt for de aller fleste fiskegrupper og arter, men i de fleste tilfeller er hørselen kartlagt for lydtrykk (e.g. Popper & Hawkins 2019). Fisk lever i et naturlig lydrikt miljø med hørbare ikke-biologiske og biologiske lyder. Fisk lager selv artstypiske kommunikasjonslyder, og er i mange tilfeller avhengig av lyd og hørsel for overlevelse og reproduksjon. Mer enn 800 arter fra 100 familier produserer lyd (Bass & Ladich, 2008), og forstyrrelse av lyder ser ut til å kunne påvirke reproduksjon (Nedelec et al. 2017, de Jong et al. 2018, Blom et al. 2019)

Lydpåvirkning hos fisk: Ulike fiskearter viser ulike typer alarmatferd ved kraftig lydeksposering, herunder fryseatferd, økt svømmehastighet, svømmer tettere sammen, søker mot dypere vann og mot bunnen samt startle-atferd som C-respons og hurtig fluktatferd. Fysiologiske stress-responser er også påvist (Radford et al. 2016, Davidson et al. 2019). Terskelnivåer for lydinduserte startle-responser hos fisk er kartlagt hos ulike arter og hørselsgrupper av Karlsen & Eckroth (2011). Disse verdier kan, med forsiktighet, brukes til å beregne avstander for sterk lydpåvirkning. Uforutsigbar (uregelmessig) lyd kan påføre mer stress enn regelmessig lyd, og kontinuerlig lyd kan påføre mer stress enn lydpuiser (de Jong et al. 2020). Ved gjentatt eksponering kan fisk opparbeide toleranse for kraftig lyd slik at unnvikelsesatferd og stressresponser opphører.

Seismikk: Fisk viser endret atferd og kan unnvike området hvor det foregår seismiske undersøkelser, samt stoppe viktig atferd som matsøk. Bunnfisk kan reagere på seismikk med både horisontal og vertikal forflytning, og man har også indikasjoner på at beitemotivasjon reduseres (Engås et al. 1996, Wardle et al. 2001, Bruce et al. 2018, Paxton et al. 2017). Imidlertid er det ikke alltid tilfelle, og reaksjonsgrad vil sannsynligvis variere med kontekst (Løkkeborg et al. 2012). For pelagisk fisk er det dokumentert at både makrell og andre arter i bur reagerer på lavfrekvent lyd og seismikkpulser ved å øke svømmehastighet og endre stimstruktur til å gå tettere sammen (Fewtrell & McCauley 2012, Sivle 2016). Frittstående sild har derimot ikke vist noen atferdsendring når de ble eksponert for seismikk på dagtid, mens det var atferdsendring om natten (Slotte et al. 2004, Pena et al. 2013). Generelt kan man si at det ses ut til at fisk beveger

---

---

mer og spiser mindre under en eksponering, og dette kan medføre at passive fangstmetoder blir påvirket positivt, mens fangstmetoder som bruker agn blir påvirket negativt (Løkkeborg et al. 2012, Slabbekoorn et al. 2019). Unnvikelse av sentrale habitater som for eksempel gyteområder har potensiale for å påvirke rekruttering til bestander (de Jong et al. 2020).

Sonar: Norske militære sonarer opererer i et frekvensområde som ligger utenfor høreområde til de fleste norske fiskearter. Unntaket er sild og brisling (Enger 1967), men studier viser at sild ikke viser noen unnvikelses- eller skremmerrespons til slike militære sonarer (Doksæter et al. 2009, Sivle et al. 2012) og selv i områder med svært høye konsentrasjoner er sannsynligheten for populasjonseffekter svært lav (Sivle et al. 2014). Derfor ansees ikke faren for negativ påvirkning av militære sonarer på fisk som særlig stor. Til tross for at det ikke foreligger mange studier på atferdsrespons hos fisk som eksponeres for militære sonarer, tilsier de studiene som finnes at skadepotensialet er lite og behovet for mer forskning er begrenset, med mindre for eksempel nye sonarsystemer med andre karakteristikk tas i bruk.

Skipstøy: Atferdseffekter inkluderer vertikal og horisontal unnvikelse, men er som regel kortvarig og har lav risiko for bestandseffekter. Skipstøy bidrar til en betydelig økning i bakgrunnsstøy som kan maskere viktig kommunikasjon, for eksempel i forbindelse med gyting. Mer kontinuerlig lydpåvirkning, som i områder med mye båttrafikk kan påvirke kommunikasjon, reproduksjon, anti-predator atferd og energibruk hos fisk (Picciulin et al. 2010, 2012, Simpson et al. 2016, Nedelec et al. 2017, de Jong et al. 2018, Blom et al. 2019). Vi vet ennå for lite om hvordan dette påvirker fisk på stor skala til å kunne si noe om muligheter for bestandseffekter.

## 5.2 Diskusjon av ny kunnskap

Det henvises til utfyllende beskrivelse av kunnskapsstatus før 2017 i Kvalsheim et al. (2017).

### 5.2.1 Partikkelbevegelse

Det har vært mye fokus på at fiskene hører partikkelbevegelse, mens lyd er vanligvis målt i lydtrykk (Nedelec et al. 2016a, Hawkins & Popper 2017, Popper & Hawkins 2019). Dette kan føre til at lyden som blir målt er forskjellig fra hva en fisk hører av lyd. Det gjelder spesielt nær kilden, og i nærheten av grenseflater, som havbunn, overflate eller i akvaria. Lydtrykk og partikkelbevegelse er ulike egenskaper av den samme lydbølgen, det vil alltid være en sammenheng mellom dem. Ved fritt felt, det vil si uhindret lydpropagasjon, i fjernfeltet fra kilden er det en enkel relasjon mellom lydtrykk og partikkelbevegelse, men nær kilden og ved grenseflater er sammenhengen mer komplisert.

---

---

### 5.2.2 Tilvenning

Flere studier har visst at fisk som blir utsatt for støy over lengre tid kan vise en forminsknet reaksjon og stressnivå (Nedelec et al. 2016b, Radford et al. 2016, Harding et al. 2018, Neo et al. 2018). Det kan bety at de venner seg til støynivået og gjenopptar vanlig atferd og fysiologi. På den andre siden kan forlenget eksponering føre til hørselskade (Se kap. 3), som også kan forklare disse funnene, men som samtidig kan føre til en nedsatt evne til orientering i og tolking av omgivelsene og kommunikasjon. Fra det nåværende datagrunnlaget kan vi ennå ikke konkludere med at fiskene tilvenner seg et bestemt støynivå slik at de blir upåvirket.

### 5.2.3 Kommunikasjon

Lydpropagasjonsmodeller har visst at kommunikasjonsavstanden blir mindre hos forskjellige arter av fisk når støynivået i havet øker (Putland et al. 2017, Stanley et al. 2017). Dette kan medføre effekter på avgjørende faser i livet som, for eksempel, gyting (de Jong et al. 2018, Blom et al. 2019). Fiskelyd blir også mer og mer sett på som et potensielt verktøy for å kvantifisere artsrikdom under vann. Dette medfører imidlertid problemer hvis det blir brukt til å teste effekter av støy på fisk. González et al. 2019 påviser en reduksjon i både lydromfang og lydkompleksitet i områder med mye båttrafikk, men fordi reduksjonen både kan skyldes en reduksjon av arter eller en reduksjon i lydbruk av disse artene, kan de ikke konkludere om støy påvirker artssammensetningen.

### 5.2.4 Kontinuerlig støy

Kontinuerlig støy kan påvirke fisk over lengre tid og ha en større effekt på kommunikasjon fordi fiskene har ikke mulighet til å bruke relativt stille perioder for å gjennomføre viktig atferd som gyting (de Jong et al. 2018, Blom et al. 2019) og anti-predator atferd (Simpson et al. 2016). På samme tid har kontinuerlig støy med uregelmessig frekvens eller nivå større sannsynlighet til å føre til stress, inkludert skremmeatferd som unnavikelse (de Jong et al. 2020). Havbasert transport og vindkraft blir sett på som mulige løsninger på klimaendringene (Hoegh-Guldberg et al. 2019) og begge er kilder til kontinuerlig støy som sannsynligvis kommer til å øke som følge av disse satsingene. I tillegg forventes det større mengder skipstrafikk i Barentshavet som følge av minsket og mindre permanent isdekke (Meld. St. 20/2014–2015). Småbåter kan dominere støybildet i enkelte områder med grunn vann (Hermannsen et al. 2019). I Norge kan dette være relevant for ferger og fritidsbåter i områder med mye båttrafikk nær kysten. Samlet sett er kontinuerlig støy et område som det bør satses på når det gjelder forskning om støy i Norge.

### 5.2.5 Populasjonseffekter

Populasjonseffekter som følge av lydpåvirkning er fortsatt uklart, og populasjonsmodeller trenger parametere fra studier som kvantifiserer effekter på atferd og fysiologi (Slabbekoorn et al. 2019). En meta-analyse har påvist at støy har størst påvirkning på avgjørende atferd som reproduksjon, anti-predator atferd og fødeatferd (Cox et al. 2018), som kan tyde på et potensiale for populasjonseffekter.



---

---

### 5.2.6 Nye forskningsprosjekter i Norge

I desember 2015 ble det avholdt et seminar med deltagere fra forskning, forvaltning (miljø, fiskeri og oljedepartement), oljeindustri og fiskerinæring hvor formålet var å kartlegge kunnskapshull og forskningsfokus for å bedre forståelsen av påvirkning av seismikk på fisk. Dette er rapportert i Sivle (2016). Det ble bestemt et fokus på en bunnfisk (torsk) og en pelagisk fisk (makrell). Disse artene har vært fokus i to store prosjekter hvor HI og FFI var involvert. MackSeis testet effekter av seismikk på makrell i stim, som viste bare tydelige atferdsresponsen når båten med luftkanon var veldig nært og mer subtile effekter ellers (Sivle et al. 2016). SpawnSeis er et pågående prosjekt som tester effekter av seismikk på gyttende torsk. Et nylig avsluttet prosjekt på NTNU har påvist at det kan forekomme endringer i puls hos torsk og sei i merd når de blir utsatt for seismikk, men bare under den første tiden i eksponering (Davidsen et al. 2019).

---

---

### 5.2.7 Metodikk for å studere atferdsrespons

Metoder for å studere atferdsrespons hos sjøpattedyr er etter hvert vel etablerte og velprøvde (Southall et al. 2016). Disse inkluderer stadig mer sofistikerte teknologier med loggere som settes på dyrene og rekonstruerer både hva dyrene eksponeres for, men også hvordan de reagerer på dette (Harris et al. 2017). Det er også utviklet gode statistiske metoder for å analysere denne type data (Southall et al. 2016). De eksperimentelle metodene varierer fra kontrollerte eksponeringer av dyr i fangenskap (Houser et al. 2013ab), via kortvarige kontrollerte eksponeringer av frittlevende dyr som er merket med sensorer (Southall et al. 2016), til rene observasjonsstudier av frittlevende dyr som oppholder seg i eksponerte områder, enten med akustiske sensorer i vannsøylen eller med merker som sitter på dyret over lengre tid og overfører data om atferd via satellitt (Harris et al. 2017). Disse ulike metodene har ulike styrker og svakheter og utfyller hverandre. Det som mangler er kanskje mer realistiske eksponeringer, både med hensyn på varighet og eksponeringsavstand. Slike studier hvor man bruker reelle akustiske kilder er på vei (Lam et al. 2018b), og disse vil kunne gi oss mer kunnskap om i hvilke grad avstanden til kilden påvirker responsen (kap 4.2.3), og dermed gjøre oss bedre i stand til å ekstrapolere fra eksperimentelle data til virkelige scenarier.

### 5.3 Referanser

- Bass AH & Ladich F (2008). Vocal–Acoustic Communication: From Neurons to Behavior. *In: Webb, J. F., Fay, R. R., Popper, A. N. (eds) Fish Bioacoustics (pp. 253–278)*. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-73029-5\\_8](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73029-5_8)
- Blom EL, Kvarnemo C, Dekhla I, Schödl S, Andersson MH, Svensson O, & Amorim MCP (2019). Continuous but not intermittent noise has a negative impact on mating success in a marine fish with paternal care. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41786-x>
- Bruce B, Bradford R, Foster S, Lee K, Lansdell M, Cooper S, & Przeslawski R (2018). Quantifying fish behaviour and commercial catch rates in relation to a marine seismic survey. *Marine Environmental Research*, 140, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.05.005>
- Cox K, Brennan LP, Gerwing TG, Dudas SE & Juanes F (2018). Sound the alarm: A meta-analysis on the effect of aquatic noise on fish behavior and physiology. *Global Change Biology*, 24, 3105–3116. <https://doi.org/10.1111/gcb.14106>
- Davidsen JG, Dong H, Linné M, Andersson MH, Piper A, Prystay TS, Hvam EB, Thorstad EB, Whoriskey F, Cooke SJ, Sjursen AD, Rønning L, Netland TC, Hawkins AD (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, coz020, <https://doi.org/10.1093/conphys/coz020>
- de Jong K, Amorim MCP, Fonseca PJ, Fox CJ & Heubel KU (2018). Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution*, 237, 814–823. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.003>
- de Jong K, Forland TN, Amorim MCP, Rieucan G, Slabbekoorn H & Sivle LD (2020). Predicting the effects of noise on fish reproduction from available data: the importance of types of noise and stages of reproduction. *Fish Biology and Fisheries*. DOI 10.1007/s11160-020-09598-9
- DeRobertis, A. & Handegard, NO (2013). Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise reduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fss155.

- 
- Doksæter L, Kvadsheim PH, Godø OR, Handegard NO, Donovan C, Lam FP & Miller PJO (2009). "Behavioural response of herring (*Clupea harengus*) to 1-2 and 6-7 kHz sonar signals and killer whale calls". *Journal of the Acoustic Society of America* 125, 554-564.
- Enger, PS (1967). "Hearing in herring," *Comp. Biochem. Physiol.* 22, 527-538.
- Engaas A, Loekkeborg S, Ona E & Soldal AV (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2238-2249. doi: 10.1139/cjfas-53-10-2238.
- Fewtrell, JL & McCauley RD (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Mar. Pollut. Bull.* 64:984-93. doi:10.1605/01.301- 0019507078.2012.
- González Correa JM, Bayle Sempere J-T, Juanes F, Rountree R, Ruíz JF, & Ramis J (2019). Recreational boat traffic effects on fish assemblages: First evidence of detrimental consequences at regulated mooring zones in sensitive marine areas detected by passive acoustics. *Ocean & Coastal Management*, 168, 22-34.
- Harding HR, Gordon TAC, Hsuan RE, Mackaness ACE, Radford AN, & Simpson SD (2018). Fish in habitats with higher motorboat disturbance show reduced sensitivity to motorboat noise. *Biology Letters*, 14, 20180441. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0441>
- Hawkins AD, & Popper AN (2016). A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES Journal of Marine Science*, 74, 635-651. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw205>
- Hermanssen L, Mikkelsen L, Tougaard J, Beedholm K, Johnson M, & Madsen PT (2019). Recreational vessels without Automatic Identification System (AIS) dominate anthropogenic noise contributions to a shallow water soundscape. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51222>
- Hoegh-Guldberg O, et al. 2019. "The Ocean as a Solution to Climate Change: Five Opportunities for Action. *Report. Washington, DC: World Resources Institute*. Available online at <http://www.oceanpanel.org/climate>
- Karlsen HE & Eckroth JR (2011). Terskelverdier for lydpuksindusert startle-atferd hos ulike arter og hørselsgrupper av fisk, og effekter av lydpuks på spiseintensitasjon. *Rapport til Oljedirektoratet*. 45 s.
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (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>
- Løkkeborg S, Ona E, Vold A. & Salthaug A (2012). Sounds from seismic air guns: gear- and species-specific effects on catch rates and fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:1278-1291. doi: 10.1139/f2012-059.
- 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/>
- Nedelec SL, Campbell J, Radford AN., Simpson SD, & Merchant ND (2016a). Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 836-842. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12544>
- Nedelec SL, Mills SC, Lecchini D, Nedelec B, Simpson SD & Radford AN (2016b). Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environmental Pollution*, 216: 428- 436.
- Nedelec SL, Radford AN, Pearl L, McCormick MI, Meekan MG & Simpson SD (2017). Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. *Proceedings of the Royal Society B*, 284, 20170143. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0143>

- 
- Neo YY, Hubert J, Bolle L, Winter HV & Slabbekoorn H (2018). European seabass respond more strongly to noise exposure at night and habituate over repeated trials of sound exposure. *Environmental Pollution*, 239, 367–374. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.018>
- Paxton AB, Taylor JC, Nowacek DC, Dale J, Cole E, Voss CM, & Peterson, CH (2017). Seismic survey noise disrupted fish use of a temperate reef. *Marine Policy*, 78, 68–73. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.12.017>
- Peña H, Handegard NO, & Ona E. (2013). Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 70, 1174–1180. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst079>
- Picciulin M, Sebastianutto L, Codarin A, Farina A, & Ferrero EA. (2010) In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* living in a Marine Protected Area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386, 125-132
- 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
- Putland RL, Merchant ND, Farcas A, & Radford CA (2017). Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. *Global Change Biology*, 24, 1708–1721. <https://doi.org/10.1111/gcb.13996>
- Radford AN, Lefèvre L, Lecaillon G, Nedelec SL, & Simpson SD (2016). Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. *Global Change Biology*, 22, 3349–3360. <https://doi.org/10.1111/gcb.13352>
- 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
- Sivle LD, Hansen R, Karlsen HE & Handegard, NO (2016). Mackerel behaviour and seismic signals – a net pen study. *Rapport fra Havforskningen* nr 19. ISSN 1893-4536.
- Sivle LD (2016). Fisk og Seismikk – Forskningsfokus fremover. *Rapport fra Havforskningen* nr 17. ISSN 1893-4536.
- Sivle LD, Kvadsheim P, Ainslie MA, Solow A, Handegard, NO, Nordlund N & Lam FPA (2012). Impact of naval sonar signals on Atlantic herring (*Clupea harengus*) during summer feeding. *ICES J. Mar. Sci.* 69 (6)
- Sivle LD, Kvadsheim PH, Ainslie M (2014). Potential for population-level disturbance by active sonar in herring. *ICES J. Mar. Sci.*, 72(2), 558–567. doi:10.1093/icesjms/fsu154
- Slabbekoorn H, Dalen J, Haan D, Winter HV, Radford C, Ainslie MA, Heaney KD, van Kooten T, Thomas L & Harwood J (2019). Population level consequences of seismic surveys on fishes: An interdisciplinary challenge. *Fish and Fisheries*, 20, 653-685. <https://doi.org/10.1111/faf.12367>
- 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, 143–150.
- Stanley JA, Van Parijs SM & Hatch LT (2019). Underwater sound from vessel traffic reduces the effective communication range in Atlantic cod and haddock. *Scientific Reports*, 7, 14633. DOI:10.1038/s41598-017-14743-9 1
- Wardle CS, Carter TJ, Urquhart GG, Johnstone ADF, Ziolkowski AM, Hampson D & Mackie D (2001). Effects of seismic air guns on marine fish. *Continental Shelf Research*, 21, 1005–1027.

---

---

## 6 Effekter på sjøfugl

### 6.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

Kunnskaper om mulige effekter på sjøfugl fra marin støy er stort sett fraværende. Slike effekter kan derfor ikke utelukkes. Hekkeperioden i Norge er hovedsakelig mai til august, og denne perioden er trolig den mest kritiske (Christensen-Daalsgard personlig korrespondanse). Det er mulig at undervannstøy kan påvirke dykkende fuglers mulighet til jakt og predatorunntakelse under vann. Kanskje mer sannsynlig, og påvist hos pingviner, er det at plutselig støy (f.eks. seismikk og sonar) midlertidig kan påvirke fuglenes eller deres byttedyrs atferd. Slike atferdseffekter risikerer å minske tilgangen på mat, eller øke kostnaden for næringssøk, med mulige effekter på hekkesuksess (Monaghan 1996, Ponchon et al. 2014).

Selv om enkelte mislykkede hekninger vanligvis ikke anses å kunne true populasjoner (Ponchon et al. 2014) så er allerede halvparten av Norges sjøfugler oppført på rødlisten, og mulige effekter av marinstøy bør ikke ignoreres.

### 6.2 Diskusjon av ny kunnskap

Lyd er en viktig og velkjent del av ulike fuglers liv. Hos terrestriske fuglearter finnes atskillig forskning på vokalisering, hørsel og effekter av støy (Dooling et al. 2015, Ortega 2012). Fugler generelt hører best i intervallet 2-5 kHz, med betydelig lavere følsomhet under 1 kHz, og effekter av støy på land inkluderer hørselskader (PTS og TTS), maskering av viktige lyder, og andre atferdsresponser (Dooling & Therrien 2012). For fugler i vann er kunnskapene om lyd og effekter av støy stort sett manglende (Dooling & Therrien 2012).

Av omtrent 10 000 fuglearter lever 820 nær vann. Blant disse er det mange dykkende fugler som beveger seg fra noen meter til 500 m under overflaten i perioder opp til 20 minutter (Dooling et al. 2015). Under vann bruker fugler lyd for til orientering, kommunikasjon, finne byttedyr og unngå rovdyr (Johansen et al. 2016, Sørensen et al. 2019). Hørselen under vann følger trolig samme mønster som på land men muligheten for at de frekvensene fuglen hører best på skifter kan ikke utelukkes (Dooling & Therrien 2012).

Crowell (2016) målte hørsel hos 10 dykkende fugler i luft og fant best følsomhet mellom 1000 - 3000 Hz. samtidig som alle testede arter hørte ned til 500 Hz. De planlegger å gjenta forsøket med samme arter under vann. I ett annet eksperiment reagerte en lundefugl (*Fratercula arctica*) fysiologisk på lydimpulser fra 500 – 6000 Hz og var mest følsom mellom 1000 – 2000 Hz

---

samtidig som en lomvi (*Uria aalge*), ved høyere bakgrunnsstøy, reagerte på 1000 – 4000 Hz (Mooney et al. 2019). Kappingvin (*Speniscus demersus*) hører frekvenser mellom 100 – 15 000 Hz, med best følsomhet innenfor 600 – 4000 Hz, i luft (Wever et al. 1969). Hørsel under vann er publisert for en skarvart (*Phalacrocorax carbo*). Skarven hørte best på 2 kHz (der 1, 2, 4 kHz ble testet) både i luft og i vann. Terskelverdien i vann var 71 dB re 1  $\mu$ Pa (rms), sammenlignbar med sel og tannhvaler, og noe lavere enn skarven hører i luft (Hansen et al. 2016, Hansen et al. 2017). Det er altså all grunn til å anta at sjøfugl har god hørsel i frekvensområdet til både shipping, pøling, seismikk og militære sonarer.

Effekter av støy på fugler under vann er et område som har stort behov for forskning. På land er akustisk kommunikasjon en viktig del av mange fuglers liv (Bretagnolle 1996). Det er ukjent i hvilken grad fugler bruker lyd og lydsignaler under vann (Dooling and Therrien 2012). Det er kjent at kappingvinner reagerer på spekkhuggervokalisering med unnvikelse og endret adferd (Frost et al. 1975). Bifangst av lomvi i drivgarnsfiske minket også signifikant da det ble installert pingere (utstyr som sender ut korte lydsignaler for å skremme sel og hval fra å gå i garnet; 1 kHz, 120 dB) ved garnet, men studien kunne ikke med sikkerhet si om lyden virket direkte på fuglene eller på deres byttedyr (fisk) (Melvin et al. 1999). I et laboratorieeksperiment resulterte eksponering for bredbåndet hvit støy (110 – 137 dB re 1  $\mu$ Pa) i at lomvi avbrøt spiseatferd. Effekten var større ved høyere lydnivåer (Mooney et al. 2019a). Også bøylepingvin (*Pygoscelis papua*) viste kraftigere reaksjoner (f.eks. svømte unna fra støyen eller endret svømmingsretning ved høyere lydnivåer (upsweep tone, 1-4 kHz, 100 - 120 dB re 1  $\mu$ Pa) i et laboratorieeksperiment (Sørensen et al. 2019). I en studie i forbindelse med en seismikkundersøkelse i Sør-Afrika unngikk kappingvinner sitt foretrukne beiteområde, og svømte lengre unna seismikkfartøyet på sine beitevandring og økte dermed lengden på sine beitevandring mens undersøkelsen pågikk. Den endrede adferden forklares med direkte forstyrrelser av pingvinene, eller, alternativt, at pingvinene reagerte på at fisken (byttedyrene) flyttet seg (Pichegru et al. 2017).

Videre kan undervannssprengninger utgjøre en risiko også for sjøfugl. Relativt store mengder pingvinner og skarv har blitt observert bevisløse etter undervannssprengninger nær land (Cooper 1982). Gjentatte sprengninger på samme sted kan utgjøre en særskilt høy risiko for dykkende fugler som spiser fisk; den første sprengningen dreper fisk, den døde fisken lokker til seg fugl som spiser fisk og neste sprengningen dreper fuglene (Cooper 1982).

### **6.2.1 Norsk sjøfugl og potensiell risiko relatert til undervanns støy**

Norge har en rik fauna av sjøfugl med en variasjon av beiteatferder og økologi (Tabell 6.1; Fauchald et al. 2015). Under hekkeperioden er sjøfugl knyttet til hekkeplasser på land samtidig som de gjør kortere eller lengre beitevandring til havs (Christensen-Dalsgaard et al. 2018, Shealer 2001). De spiser på de fleste trofiske nivåer, fra zooplankton til større fisk, og en del arter er mer spesialiserte enn andre. Ofte spiser de på plasser der byttedyr samles. En del arter dykker mens andre spiser i overflaten (Shealer 2001). Av de dykkende fuglene jager mange i de frie vannmassene mens noen leter etter mat på bunn (Monaghan 1996).

Navn	Art	Beiting		Status rødliste	
		Atferd	Habitat	Norge	Svalbard
Alke	<i>Alca torda</i>	Dykkende	Pelagisk	Sterkt truet	Sterkt truet
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	Dykkende	Pelagisk	Kritisk truet	Sårbar
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	Dykkende	Pelagisk	Sårbar	Livskraftig
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	Dykkende	Pelagisk	Sterkt truet	Nær truet
Teist	<i>Cephus grylle</i>	Dykkende	Kyst	Sårbar	Livskraftig
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	Dykkende	Pelagisk	Livskraftig	-
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Dykkende	Kyst	Livskraftig	-
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Dykkende	Kyst	Livskraftig	-
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	Dykkende	Kyst	Nær truet	Livskraftig
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	Overflatespisende	Pelagisk	Sterkt truet	Livskraftig
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	Overflatespisende	Pelagisk	Sterkt truet	Nær truet
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	Overflatespisende	Pelagisk	NA	Nær truet
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	Overflatespisende	Pelagisk	Livskraftig	NA
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	Overflatespisende	Kyst	Nær truet	NA
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	Overflatespisende	Kyst	Livskraftig	NA
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	Overflatespisende	Kyst	-	-
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	Overflatespisende	Kyst	Livskraftig	Livskraftig

Tabell 6.1 Norske sjøfugler listet i Fauschald et al. 2015 med rødlistestatus oppdatert fra Henriksen & Hilmo (2015). Norsk navn, latinsk navn, beiteatferd (dykkende eller overflatespisende), hovedsakelig beitehabitat og rødlistestatus i fastlands Norge og Svalbard. For flere arter varierer beitehabitat mellom både individer og arter, for eksempel spiser krykke både nær kysten og ute til havs (Christensen et al. 2018). I tillegg finnes ytterligere 6 sjøfuglarter som er fast hekkende i Norge (Kålås 2015).

Mange bestander opplever allerede nedgang som en konsekvens av endret mattilgang og predasjon, i tillegg til bifangstmortalitet, jakt, forurensning og forstyrrelser (Fauchald et al. 2015, Henriksen & Hilmo 2015). Det er en risiko at disse, eller noen av dem, også skulle kunne påvirkes av støy på samme måte som pingvinene vi refererte til tidligere. De norske fuglene svømmer ikke til beiteområdene men mange sjøfugler dykker på stedet. Dykkende fugler kan påvirkes direkte av lyden når de jakter under vann, for eksempel ved at de skremmes unna, eller ved at lyden maskerer informasjon om byttet eller predatorer (Dooling & Therrien 2012). I tillegg er alle sjøfugl avhengig av god tilgang på mat under hekkeperioden.

Tilgang på mat påvirker hekkesuksessen, og mislykkede hekkinger kan bli en konsekvens av dårlig tilgang på mat (Monaghan 1996). Hvis støy får byttefisker å svømme bort fra beiteområdet (Engås et al. 1996) eller til dypere vann (Pearson et al. 1992) kan det resultere i lengre og mer kostbare beitevandring med negative konsekvenser for hekkesuksessen (Ponchon et al. 2014). Fugler som spiser i overflaten kan være særskilt utsatte da det kan være vanskeligere for disse å kompensere for endret atferd hos fisken dersom den reagerer med å dykke dypere (Monaghan 1996, Shealer 2001). Her vil interaksjonene mellom sjøpattedyr, fisk

---

---

og sjøfugl kunne være viktig, da mange sjøfugl i perioder er avhengig av at fisk eller sjøpattedyr skremmer byttedyrene (mindre fisk) opp mot overflaten.

Ifølge den knappe tilgjengelige kunnskapen er det sannsynlig at norske fugler kan høre og reagere på båtstøy, seismikk og sonarer, selv om lyd fra seismikk har størst energi utenfor det frekvensintervallet der fugler hører som best. Når det gjelder seismikk, overlapper seismiske undersøkelser i 2019 med rapporterte beiteområder/perioder for sjøfugl (SAM-X 2019, SEAPOP 2019).

### 6.3 Referanser

- Bretagnolle V (1996). Acoustic communication in a group of nonpasserine birds, the petrels. *Ecology and evolution of acoustic communication in birds* 160, 177.
- Christensen-Dalsgaard S, May R & Lorentsen SH (2018). Taking a trip to the shelf: Behavioral decisions are mediated by the proximity to foraging habitats in the black-legged kittiwake. *Ecology and Evolution* 8(2), 866-878.
- Cooper J (1982). Methods of reducing mortality of seabirds caused by underwater blasting. *Marine Ornithology* 10:109-114.
- Crowell SC (2016). The Effects of Noise on Aquatic Life II, pp. 1155-1160, Springer.
- Dooling RJ, Leek MR & Popper AN (2015). Effects of noise on fishes: What we can learn from humans and birds. *Integrative zoology* 10(1):29-37.
- Dooling RJ & Therrien SC (2012). The Effects of Noise on Aquatic Life, pp. 77-82, Springer.
- Engås A, Løkkeborg S, Ona E & Soldal AV (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.
- Fauchald P, Anker-Nilssen T, Barrett RT, Bustnes JO, Bårdsen BJ, Christensen-Dalsgaard S, Descamps S, Engen S, Erikstad KE & Hanssen SA (2015). The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard.
- Frost P, Shaughnessy P, Semmelink A, Sketch M & Siegfried W (1975). Response of Jackass Penguins to Killer Whale vocalizations. *South African Journal of Science* 71(5), 157-158.
- Hansen KA, Larsen ON, Wahlberg M & Siebert U (2016). Underwater hearing in the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*): *Methodological considerations*, p. 010015, ASA.
- Hansen KA, Maxwell A, Siebert U, Larsen ON & Wahlberg M (2017). Great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) can detect auditory cues while diving. *The Science of Nature* 104(5-6), 45.
- Henriksen S & Hilmo O (2015). Norsk rødliste for arter 2015. *Artsdatabanken, Norge* 6.
- Johansen S, Larsen ON, Christensen-Dalsgaard J, Seidelin L, Huulvej T, Jensen K, Lunneryd S-G, Boström M & Wahlberg M (2016). The Effects of Noise on Aquatic Life II, pp. 505-512, Springer.
- Kålås JA (2015) Hva skjer med våre sjøfugler? *Natur, Norge*.
- Melvin EF, Parrish JK & Conquest LL (1999). Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries. *Conservation Biology* 13(6), 1386-1397.
- Monaghan P (1996). Relevance of the behaviour of seabirds to the conservation of marine environments. *Oikos*, 227-237.



- 
- 
- Mooney AT, Hansen AK, Smith A, Larsen NO, Rasmussen M & Wahlberg M (2019). Birds of a feather: Hearing and behavioral responses to sonar and white noise in alcid seabirds. *The Effects of Noise on Aquatic Life, Den Haag, The Netherlands*.
- Ortega CP (2012). Chapter 2: Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs* 74(1), 6-22.
- Pearson WH, Skalski JR & Malme CI (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.
- Pichegru L, Nyengera R, McInnes AM & Pistorius P (2017). Avoidance of seismic survey activities by penguins. *Scientific Reports* 7(1), 16305.
- Ponchon A, Grémillet D, Christensen-Dalsgaard S, Erikstad KE, Barrett RT, Reiertsen TK, McCoy KD, Tveraa T & Boulinier T (2014). When things go wrong: intra-season dynamics of breeding failure in a seabird. *Ecosphere* 5(1), 1-19.
- SAM-X (2019). SAM-X <https://www.sam-x.no>.
- SEAPOP (2019). <http://www.seapop.no/no/utbredelse-tilstand/utbredelse/>.
- Shealer DA (2001). Biology of marine birds, pp. 150-191, *CRC press*.
- Sørensen K, Neumann C, Dähne M, Hansen AK & Wahlberg M (2019). Gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) React to underwater sounds. *The Effects of Noise on Aquatic Life, Den Haag, The Netherlands*.
- Wever EG, Herman PN, Simmons JA & Hertzler DR (1969). Hearing in the blackfooted penguin, *Spheniscus demersus*, as represented by the cochlear potentials. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 63(3), 676-680

---

---

## 7 Effekter på evertebrater

### 7.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

Blekksprut (Cephalopoda) er marine evertebrater innen dyrerekken bløtdyr (*Mollusca*). De er på mange måter en evertebrat-parallell til fiskene, og de har en hørsel som i frekvensområde og terskelverdier er svært lik den vi finner hos fisk uten svømmeblære (Williamson 1988, Packard et al. 1990, Kaifu et al. 2008, Wilson et al. 2018). De påvirkes av kraftig menneskeskapt lyd på samme måte som fisk, både i forhold til skadeeffekter (Solé et al. 2013a; 2013b) og atferdseffekter (McCauley & Fewtrell 2008; Fewtrell & McCauley 2012).

Det er dokumentert at seismikkundersøkelser kan føre til barotraumer og strandinger hos blekksprut (Guerra et al. 2004; 2011, André et al. 2011; Leite et al. 2016).

Visse krepsdyr har helt klart en evne til å oppfatte lyd, men for mange grupper/arter er det lite kunnskap om dette (Edmonds et al. 2016; Popper & Hawkins 2017).

Enkelte kommersielt viktige arter av krepsdyr, som hummer, sjøkreps, krabber og dypvannsreker har en følsomhet for lyd som gjør at de potensielt kan påvirkes av for eksempel seismikkundersøkelser. Men studier av krabbe (Morris et al. 2018) og hummer (Day et al. 2019) på fangst, overlevelse og stress hos krabbe og hummer viser svært liten effekt både på kort og lang sikt. Reker har imidlertid vist endret atferd til eksponering av båtstøy (Filiciotto et al. 2018).

Det er også påvist mulige effekter av menneskeskapt lyd på bunnlevende evertebrater som er viktig for miksing av sediment og næringsresirkulering (Solan et al. 2016).

Dyreplankton, som f.eks krill og copepoder er små, pelagiske krepsdyr som er relativt lite mobile. Dette gjør dem ekstra sårbare for fysisk skade ettersom de har liten evne til å bevege seg bort fra lydkilden. To motstridene studier viser henholdsvis stor dødelighet på opp til 1.2 km avstand (McCauley et al. 2017) og ingen dødelighet nærmere enn 10 m (Fields et al. 2019) fra en seismisk luftkanon. Det er derfor stort behov for flere studier av hvordan seismikk påvirker denne gruppen av evertebrater.

Både bløtdyr, krepsdyr og dyreplankton er viktige grupper et stykke ned i næringskjeden. Blekksprut og krill er for eksempel viktige byttedyr for både hval

---

---

og fisk. Skulle uforutsette negative effekter av menneskeskapt lyd påvirke bestandene av disse artene vil effektene kunne forplante seg oppover i økosystemet.

## 7.2 Diskusjon av ny kunnskap

Det henvises til utfyllende beskrivelse av kunnskapsstatus før 2017 i Kvalsheim et al. (2017).

Kunnskapen om hvordan menneskeskapt støy påvirker marint liv øker stadig, men evertebrater er den dyregruppen det har vært minst fokus på (Carrol et al. 2016). Evertebrater ansees ofte som mindre sårbare til trykkinduserte skader siden de mangler gassfylte blærer som svømmeblære eller lunger (Edmonds et al. 2016). Det er derfor mest sannsynlig partikkelbevegelse som hovedsakelig påvirker denne dyregruppen (e.g. Popper & Hawkins 2018).

### 7.2.1 Krepsdyr

Bunnlevende krepsdyr er påvist å være sensitive til partikkelbevegelse i forbindelse med vibrasjon av substratet (Roberts et al. 2016), og det antas at dette skyldes at statocystene («følehaar») settes i bevegelse av det omkringliggende vannets bevegelse (Popper et al. 2001).

Mange krepsdyr, som krabbe og hummer, er viktige fiskeriressurser og det er derfor uttrykt bekymring for om menneskeskapt lyd som seismikk og skipstrafikk kan påvirke slike arter negativt, og forskning har derfor vært mye konsentrert om slike kommersielle arter.

Effekter av seismikk-skyting har vært studert både hos snøkrabbe i Canada (Morris et al. 2018) og en hummerart (*Jasus edwardsii*) i Australia (Fitzgibbon et al. 2017). Begge studier konkluderte med minimal effekt på lang og kort sikt på både fangst av snøkrabbe og overlevelse og stress hos hummer. Det påpekes likevel at mindre effekter kan forekomme, og dyr med mindre motstandsdyktighet mot stress (for eksempel ved redusert immunforsvar) vil være mer utsatt for negative effekter som redusert vekst og reproduksjon.

En annen krabbeart (*Neohelice granulata*) i Argentina som ble eksponert for lydsvæip i frekvensbåndet 2.5 – 25 kHz viste biokjemiske reaksjoner i form av økte konsentrasjoner av glukose og laktat, noe som kan indikere økt stressnivå i forbindelse med eksponering til lyd (Filiciotto et al. 2016).

Et annet vanlig og viktig krepsdyr er reke, og en studie fra Italia viste at vanlig reke (*Palaemon serratus*) som ble eksponert for tilbakespilling av båtlyd tilbrakte mer tid utenfor skjulestedet sitt enn ikke-eksponerte reker (Filiciotto et al. 2018). Dette kan forklares med at lydnivået var høyere inne i skjulestedet, sannsynligvis grunnet en tank-effekt, så det er usikkert om dette er overførbart til virkeligheten. Imidlertid var det også her påvist biokjemiske endringer som kan indikere at de eksponerte dyrene hadde et høyere stressnivå.

---

---

## 7.2.2 Bunnlevende evertebrater

Mange evertebrater lever i bunnsedimenter og utgjør en svært viktig komponent av økosystemet ved miksing av sedimentlagene som er nødvendig for å unngå opphoping av organisk materiale på bunn. Solan et al. (2016) studerte 3 arter av slike bunndyr; en musling (*Ruditapes philippinarum*), en sjøkreps (*Nephros norvegicus*) og en slangestjerne (*Amphiura filiformis*) som ble eksponert til kontinuerlig eller impulsiv lyd over 7 dager. Ingen av disse lydene påvirket konsentrasjoner fysiologiske stressfaktorer (i form av økt laktat og glukose). Imidlertid viste sjøkrepsen redusert aktivitet, mens muslingen reduserte sin overflateaktivitet og holdt seg lukket istedenfor å aktivt filtrere overflatelaget. Om denne typen reaksjoner vedvarer og omfanget er stort, vil det kunne medføre redusert miksing av substrat og videre mindre resirkulering av næringsstoffer i økosystemet. Et annet bunnlevende bløtdyr, kamskjell (*Pecten fumatus* og *Mimachlamys asperrima*,) viste derimot ingen endring i dødelighet, muskelskade eller redusert kjøttkvalitet etter eksponering til seismikk i Australia (Prezeslawski et al. 2018).

## 7.2.3 Dyreplankton

Dyreplankton er små og relativt lite mobile, noe som gjør dem ekstra sårbare for fysisk skade ettersom de har liten evne til å bevege seg bort fra lydkilden. To nyere studier viser meget motstridende resultater om hvordan seismikk påvirker denne dyregruppen. Det ene studiet (McCauley et al. 2017) rapporterer om høy dødelighet på en lang rekke arter, hovedsakelig copepoder, i Australia, mens den andre (Fields et al. 2019) viser svært liten dødelighet hos copepoder i Norge. Det australske studiet (McCauley et al. 2017) viser økt dødelighet 1200 m fra en seismisk luftkanon, mens det norske studiet (Fields et al. 2019) viser ingen forskjell mellom den eksponerte gruppen og kontroll gruppen ved avstander på mer enn 5m, til tross for at en kraftigere luftkanon ble brukt. Det australske studiet har betydelige svakheter i form av få replikasjoner og mangel på mekanistiske forklaringer på hvordan lydtrykk kan drepe disse dyrene på så lang avstand. Det kan derfor spekuleres i om det virkelig er luftkanoen som er årsak til den høye dødeligheten, eller om det kan være andre forklaringer som for eksempel propellene på observasjonsfartøyet. Tatt i betraktning disse to svært motstridene resultatene er det et stort behov for å gjøre flere studier av hvordan zooplankton påvirkes av seismikk, og stadfeste på hvilke avstander man kan anta dødelighet. ZoopSeis er et slikt prosjekt som nylig ble startet opp på Havforskningsinstituttet. Prosjekter skal undersøke disse spørsmålene på kopepoder og krill i de kommende årene.

---

---

### 7.3 Referanser

- André M, Solé M, Lenoir M, Durfort M, Quero C & Mas A (2011). Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Front Ecol. Environ.* 9: 489-93. doi:10.1890/100124
- Carroll AG, R Przeslawski, A Duncan, M Gunning & B Bruce (2017). A Critical Review of the Potential Impacts of Marine Seismic Surveys on Fish & Invertebrates. *Marine Pollution Bulletin* 114; no. 1: 9-24. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.038>.
- Day, RD, McCauley RD, Fitzgibbon QP, Hartmann K, Semmens JM (2019). Seismic air guns damage rock lobster mechanosensory organs and impair righting reflex. *Proc. Roc. Soc. B* 286. doi:<https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1424>
- Edmonds, N J, CJ Firmin, D Goldsmith, RC Faulkner & DT Wood (2016). A Review of Crustacean Sensitivity to High Amplitude Underwater Noise: Data Needs for Effective Risk Assessment in Relation to UU Commercial Species. *Marine Pollution Bulletin* 108; no. 1-2: 5-11. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.006>.
- Fields D, Handegard NO, Dalen J, Malde K, Karlsen Ø, Skiftesvik AB, Durif C, & Browman H (2019). Airgun blast used in marine geological surveys have a minor effect on survival at distances less than 10 m and no sub-lethal effects on behaviour and gene expression in the copepod *Calanus finmarchicus*. *Ices Journal of Marine Science* (in press).
- Fewtrell JL & McCauley RD (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Mar. Pollut. Bull.* 64:984-93. doi:10.1605/01.301-0019507078.2012.
- Filiciotto F, MPS Moyano, G de Vincenzi, F Hidalgo, V Sciacca, MC Bazterrica, V Corrias, *et al.* (2018). Are Semi-Terrestrial Crabs Threatened by Human Noise? Assessment of Behavioural and Biochemical Responses of *Neohelice Granulata* (Brachyura, Varunidae) in Tank. *Marine Pollution Bulletin* 137 (Dec 2018): 24-34. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.023>.
- Filiciotto F, M Vazzana, M Celi, V Maccarrone, M Ceraulo, G Buffa, V Arizza, *et al.* (2016). Underwater Noise from Boats: Measurement of Its Influence on the Behaviour and Biochemistry of the Common Prawn (*Palaemon Serratus*, Pennant 1777). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 478 (2016): 24-33.
- Fitzgibbon Q, PRD Day, RD McCauley, CJ Simon & JM Semmens (2017). The Impact of Seismic Air Gun Exposure on the Haemolymph Physiology and Nutritional Condition Condition of Spiny Lobster, *Jasus Edwardsii*. *Marine Pollution Bulletin* 125, no. 1-2: 146-56. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.004>.
- Guerra Á, González ÁF & Rocha F (2004). A review of the records of giant squid in the northeastern Atlantic and severe injuries in *Architeuthis dux* stranded after acoustic explorations. *Presented at the International Council for the Exploration of the Sea Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Vigo, Spain*.
- Guerra Á, González ÁF, Pascual S & Dawe EG (2011). The giant squid *Architeuthis*: an emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. *Biol Conserv.* 144:1989-97. doi:10.1016/j.biocon.2011.04.021
- Kaifu K, Akamatsu T, Segawa S. (2008). Underwater sound detection by cephalopod statocyst. *Fish. Sci.* 74:781-786.
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (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>

- 
- Leite L, Campbell D, Versiani L, Anchieta J. & Thiele T (2016). First report of a dead giant squid (*Architeuthis dux*) from an operating seismic vessel. *Mar. Biodiv. Rec.* 9:26-28.
- McCaughey RD & Fewtrell J (2008). Marine invertebrates, intense anthropogenic noise, and squid response to seismic survey pulses. *Bioacoustics* 17:315-318. doi:10.1080/09524622.2008.9753861
- McCaughey RD, Day RD, Swadlow KM, Fitzgibbon QP, Watson RA, & Semmens JM (2017). Widely Used Marine Seismic Survey Air Gun Operations Negatively Impact Zooplankton. *Nature Ecology & Evolution* 1, no. 7. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0195>.
- Morris CJ, Cote D, Martin B & Kehler D (2018). Effects of 2d Seismic on the Snow Crab Fishery. *Fisheries Research* 197: 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.09.012>.
- Packard A, Karlsen HE & Sand O (1990). Low frequency hearing in cephalopods. *J. Comp. Physiol. A.* 166:501-505. doi:10.1007/BF00192020.
- Popper AN, & Hawkins AD (2018). The Importance of Particle Motion to Fishes and Invertebrates. *Journal of the Acoustical Society of America* 143, no. 1: 470-88. <https://doi.org/10.1121/1.5021594>.
- Popper AN, Salmon M & Horch KW (2001). Acoustic Detection and Communication by Decapod Crustaceans. *Journal of Comparative Physiology a-Neuroethology Sensory Neural and Behavioral Physiology* 187, no. 2: 83-89. <https://doi.org/10.1007/s003590100184>.
- Przeslawski R, Huang Z, Anderson J, Carroll AG, Edmunds L, Hurt L & Williams S (2018). Multiple Field-Based Methods to Assess the Potential Impacts of Seismic Surveys on Scallops. *Marine Pollution Bulletin* 129: 750-61.
- Roberts L & Breithaupt T (2016). Sensitivity of Crustaceans to Substrate-Borne Vibration. In: *Effects of Noise on Aquatic Life II*, edited by AN Popper and A Hawkins. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 925-31. Berlin: Springer-Verlag Berlin, 2016.
- Solan M, Hauton C, Godbold JA, Wood CL, Leighton TG & White P (2016). Anthropogenic Sources of Underwater Sound Can Modify How Sediment-Dwelling Invertebrates Mediate Ecosystem Properties. *Scientific Reports* 6. <https://doi.org/10.1038/srep20540>.
- Solé M, Lenoir M, Durfort M, López-Bejar M, Lombarte A. & van der Schaar M (2013a). Does exposure to noise from human activities compromise sensory information from cephalopod statocysts? *Deep Sea Res II Top Stud Oceanogr.* 95:160-181. doi:10.1016/j.dsr2.2012.10.006.
- Solé M, Lenoir M, Durfort M, López-Bejar M, Lombarte A, André M. (2013b). Ultrastructural damage of *Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* statocysts after low frequency sound exposure. *PLoS ONE.* 8(10):e78825. doi:10.1371/journal.pone.0078825
- Williamson R (1988). Vibration sensitivity in the statocyst of the northern octopus, *Eledone cirrosa*. *J. Exp. Biol* 134, 451-454.
- Wilson M, Rekkedal JÅ, Karlsen HE (2018). Infrasonic hearing and initial escape responses in cuttlefish. *Journal of Experimental Biology* 221. doi:10.1242/jeb.166074

---

---

## 8 Nye akustiske forurensningskilder

Det finnes ingen helhetlig oversikt over ulike støykilder, men de viktigste kildene til støyforurensning i det marine miljø er sannsynligvis skipsstøy, militære sonarer, bruk av seismiske kilder til geologisk forskning eller leting etter olje og gass, detonasjoner i forbindelse med maritim anleggsvirksomhet eller rydding av eksplosive krigsetterlatenskaper og såkalt pøling eller spunting. Dette er velkjente støykilder man i EU (Van der Graaf et al. 2012) og OSPAR (OSPAR 2009) har hatt høyt fokus på lenge. I Norge vil situasjonen mhp relevante kilder og omfang være omtrent den samme som i EU, bortsett fra at pøling har ikke vært så vanlig brukt i Norske farvann. Dette kapittelet diskuterer noen teknologiske trender som vil kunne endre støyforurensningsbilder i fremtiden, og som det derfor er viktig at miljøforvaltningen følger med på.

### 8.1 Fra pulsede til kontinuerlige lydskilder

En av disse trendene er at både innenfor den geofysiske industrien (seismikk) (kap 9.2) og bruk av sonarer til militære formål (kap. 9.1.1) har man sett en utvikling i retning av akustiske kilder som har lavere kildestyrke men er mer kontinuerlige. Den konvensjonelle metoden har vært at man sender en kraftig kort lydimpuls ut i vannet eller ned i havbunnen, og deretter lytter man til ekkoet fra disse med hydrofoner og bruker dette ekkoet til å lage et bilde av vannsøylen eller havbunnen. Lydimpulsens varighet varierer fra noen millisekund til flere sekund. Intervallet mellom pulsene avhenger av hvor langt man ønsker å «se», men med konvensjonell teknologi er intervallet vanligvis mye lenger enn pulslengden. Det vil si at man store deler av tiden ikke lager støy, man bare lytter. Med økt digital regnekraft og hydrofoner med stort dynamisk område har det blitt mulig å sende og motta samtidig. Drivkraften bak denne utviklingen har selvsagt vært å øke ytelsen til sonaren, men det har også vært en antagelse at dette muligens også er en mer miljøvennlig teknologi, siden kildestyrken kan reduseres (van Vossen et al. 2011). Det kan derimot være utfordrende å vite hva som er mest miljøvennlig. Å senke lydnivået kan være bra, men hvis det kompenseres med at varigheten til lyden blir lenger er det mer usikkert hva som er best. Lavere lyd kan begrense fysiske skader, men mer langvarig/kontinuerlig lyd kan gå ut over arter som bruker lyd til for eksempel kommunikasjon og til å orientere seg (maskering) (Kvadsheim et al. 2017a). Det er viktig å ta slike ting i betraktning når en utvikler miljøvennlig lydskilder.

#### 8.1.1 Kontinuerlige aktive sonarer (CAS)

Anti-ubåtsonarer er eksempler på at lydskilder blir mer kontinuerlige. Kontinuerlige aktive sonarer (Continuous Active Sonar (CAS)) brukes av noen marinere som et eksperimentelt system i dag, men det forventes at flere og flere vil ta dette i bruk også operasjonelt i årene fremover. I enkelte scenarier har det vist seg at CAS kan gi bedre deteksjon og bedre målfølgning (Van Vossen et al. 2011). CAS-systemer sender nærmest kontinuerlige lydimpulser (90-95% duty cycle), men med lavere maksimalt lydtryknivå (Sound Pressure Level = SPL) enn konvensjonelle sonarsystemer. Ser man derimot på utsendt akustisk energi over tid (Sound

---

Exposure Level = SEL) er denne omtrent den samme. Kriterier for hørselskader innebærer at både SPL og SEL er faktorer man må ta hensyn til (Southall et al. 2019, NMFS 2018). Det man oppnår med CAS er dermed at man reduserer en risikofaktor, men ikke den andre. I tillegg har CAS større potensialet for maskering, siden lyden pågår nærmest hele tiden. Når det gjelder atferdsresponsen så er det mer usikkert om det SPL, SEL eller andre egenskaper ved lyden som er avgjørende for når og om atferdsendringer oppstår. Kontinuerlige lydkilder kan virke mer forstyrrende ved tilsvarende lydtrykk. I et pågående studie på hval i Norge (Isojunno et al. 2019) har man sammenlignet CAS og konvensjonelle pulsede sonarer (PAS), og finner at SEL er en avgjørende faktor for om spermhval reduserer beiteatferd. Dette indikerer at kontinuerlige lydkilder ikke nødvendigvis gir noen miljøgevinst, tvert imot reiser det nye spørsmål om de øker omfanget av maskering?

## **8.2 Alternative lydkilder og nye metoder for seismikk**

Det jobbes stadig med å videreutvikle teknologien for å få mer effektive og nøyaktige seismiske undersøkelser. Konvensjonell seismikk med skudd omtrent hvert 10. sekund er fortsatt vanligst (Geophysical Surveys Database). De siste årene har det vært en utviklingstrend at man sprer energien ved å skyte hyppigere med lavere styrke, metoder med skudd med få sekund mellomrom er allerede i bruk og blir mer og mer vanlig (Langhammer og Bennion, 2015, Dhelie et al. 2018). Enda mer kontinuerlige lydkilder som eSeismikk (Hegna et al. 2018) og marine vibratorer (Oscarsson-Nagel et al 2019) er fremdeles under utvikling. Her er noen eksempler på nye teknologier.

### **8.2.1 Nye skytemønstre**

Det har lenge vært vanlig å ha to luftkanonklynger som blir avfyrt annenhver gang i et såkalt flip-flap mønster, med avfiring hvert 10. sekund. De siste årene har det skjedd en forbedring av lytteknikken som har gjort nye metoder for skytemønstre mulig. Luftkanon-kildene har blitt delt opp i mindre klynger som blir avfyrt sekvensielt. Det kan for eksempel være tre klynger med luftkanoner som blir avfyrt i et såkalt flip-flap-flop mønster med henholdsvis 5.4 s, 5.4 s og 8.1 s mellom skuddene (Langhammer og Bennion, 2015). Eller seks eller flere luftkanonklynger som blir avfyrt hvert 1.8 sekund (Dhelie et al. 2019). I slike tilfeller er det totale antallet luftkanoner det samme som før, men det nye er at de blir gruppert og avfyrt sekvensielt med lavere spisstrykk og raskere skuddrate enn før. For de fleste tilfeller er totalenergien i lyden den samme som for konvensjonell seismikk, den er bare fordelt over flere mindre skudd, men fremdeles ikke helt kontinuerlig. Det har også blitt mer vanlig å ha en egen båt til kildene for å kunne plassere de midt over lyttekablene, som for eksempel TopSeis-konseptet (Vinje et al. 2017). Skuddraten for denne metoden er også gjerne raskere enn for konvensjonell seismikk - 12.5 m mellom skudd som tilsvarer ca 5 sekund for en hastighet på 5 knop (Vinje et al. 2017).

### **8.2.2 eSeismikk**

eSeismikk eller popkorn-seismikk er et konsept for seismiske undersøkelser som utvikles av flere selskaper blant annet norske PGS (Petroleum GeoServices <https://www.pgs.com/>).



---

---

Metoden er basert på vanlige luftkanoner, men i stedet for å avfyre alle/halvparten av luftkanonene samtidig som man pleier, blir luftkanonene ved eSeismikk avfyrt enkeltvis med veldig korte og nøye programmerte tidsforskyvninger (Hegna et al. 2018, Klüver et al. 2018). Resultatet er et mer eller mindre kontinuerlig lydsignal med lavere spissttrykk (SPL), men energien utsendt over tid er igjen omtrent den samme som ved konvensjonell seismikk (Abma & Ross 2015; Kvasdheim et al. 2017a).

Som for CAS kan eSeismikk potensielt gi en miljøgevinst fordi spissttrykket er lavere, men man trenger mer kunnskap om maskering og eventuelle atferdseffekter før man kan konkludere med dette.

### **8.2.3 eSource**

eSource er et konsept for seismiske undersøkelser som utvikles av Teledyne Marine (<http://www.teledynemarine.com/>) i samarbeid med seismikkindustrien (Western Geco og Schlumberger). Den er basert på konvensjonell luftkanonteknologi, og brukes som vanlige luftkanoner med skudd omtrent hvert 10. sekund, men lyden ved høye frekvenser er kraftig redusert. Vanlige luftkanoner avgir også en del energi ved høye frekvenser som ikke blir brukt til å avbilde sedimentene, men kan regnes som støy, både for marint liv og for signalbehandlerne. Ved å redusere den skarpe stigetiden til signalet kan en begrense lyden ved høye frekvenser (Li & Bayly, 2017). Vanlige luftkanoner slipper ut komprimert luft ved at trykkammeret blir åpnet hurtig. I eSource er hullene der luften blir sluppet ut justert slik at den dannes mye mindre energi og lyd ved frekvenser fra ca. 80-100 Hz og oppover. Det er positivt at en reduserer lyden ved høye frekvenser. Dette vil kunne gi en miljøgevinst for mange arter som hører frekvenser over 100 Hz.

### **8.2.4 Marine vibratorer**

Marine vibratorer er ikke luftkanoner, men en annen type lydkilde som kan brukes til seismiske undersøkelser. 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. Her får en altså ikke frigitt noe gass som lager oscillerende bobler, men det er selve kammeret som endrer volum på en oscillerende måte og dermed forskyver vannet som er rundt slik at det oppstår lydbølger. En kan kontrollere frekvensområdet og fasen.

Ideen om en slik lydkilde er ikke ny (Crawford et al. 1960), men teknologene har slitt med å lage lydilder som er kraftige nok til seismiske undersøkelser. Et lignende prinsipp med vibratorer, vibroseismikk, har vært brukt til seismiske undersøkelser på land fra 1950 tallet og det var mange patentsøknader for slike metoder til havs på 1960 tallet. På 70 tallet ble fordelene med kontinuerlig lyd fremfor å ha oppstykkede sende- og lyttetider diskutert (Broding 1970). Det var fortsatt snakk om slike metoder på 1980 tallet (Dragoset 1988), og fra 2011 ble det satt i gang et samarbeid mellom flere selskap for å utvikle en brukbar modell (Schostak & Jenkerson 2015, Morozov 2019). Det har vært flere parallelle utviklingsløp for ulike typer vibratorer, for eksempel AquaVib source (Pramik et al. 2015) og BP Wolfspar (Dellinger 2016). Til tross for

---

den lange utviklingsperioden er det ingen av disse kildene som er blitt tatt i bruk kommersielt. Marine vibratorer er fremdeles i uttestingsfasen, og det blir forsøkt ulike størrelser og fasonger, for eksempel PGS sin marine vibrator med foldet overflate (Oscarsson-Nagel et al, 2019). Det ser generelt ut til å være en del utfordringer med å finne en kommersiell løsning som blir et godt alternativ til luftkanoner med høy amplitude og lav frekvens

Fordelen med marine vibratorer i et miljøperspektiv er at lyden har lavere nivå enn ved bruk av luftkanoner. Det er også bedre kontroll med hvilke frekvenser som blir sendt ut i forhold til luftkanoner, og dermed mindre «uønsket» støy på de høyere frekvensene som er viktige for noen arter. Ulempen er at marine vibratorer er tenkt brukt omtrent som CAS, det vil si mer eller mindre kontinuerlige modulerte pulser hvor energien over tid ikke nødvendigvis er lavere enn ved dagens luftkanonklynger.

### **8.3 Akustisk avlusing av oppdrettslaks**

Havbruksnæringenes største utfordring for tiden er lakselus, og kravet om å redusere bruken av kjemikalier til å bekjempe lakselus har blant annet medført at man har eksperimentert med bruk av lyd. Innledende forsøk med bruk av ultralyd (Mortensen & Skjelvareid 2015) har ikke gitt spesielt gode resultater (Solvang-Garten et al. 2016). Man har derfor begynt å teste ut bruk av lavfrekvent lyd. Selskapet NECON (<https://www.necon.no/>) har utviklet et konsept de har kalt AcuLice og som innebærer at man installerer store lavfrekvente prosjektorer ved oppdrettsanleggene. Systemet er antatt å bringe lakselusa inn i en dvaletilstand, slik at den ikke tar til seg næring og dør. Skalerte forsøk har vist at man kan redusere infeksjonsraten betydelig, uten at det går utover dyrevelferden til laksen (Handeland et al. 2018). Størst effekt tror man at man får dersom alle anleggene i et fjordbasseng bruker systemet, og dette skal nå testes ut i stor skala av Bremnes seashore. Det er fortsatt ikke kjent hva slags lydimpulser som brukes og ved hvilke nivåer, men lavfrekvent lyd forplanter seg langt med lav demping. Før denne type akustiske systemer tar i bruk i stor skala av havbruksnæringen, må man gjøre grundige undersøkelser av hvordan slike støykilder vil påvirke lokale forekomster av fisk, krepsdyr og pattedyr (sel og niser).

### **8.4 Vindturbiner**

I landene rundt Nordsjøen har storstilt utbygging av vindturbiner til sjøs medført utstrakt bruk av pæling i byggefasen for å forankre disse. Dette kan bli mer aktuelt også i Norge dersom man velger å bygge ut havvindparker. Pæling går ut på å banke ned påler/søyler i havbunnen som blir brukt som fundament for undervannskonstruksjoner. Det er altså bare i byggefasen vi har disse lydene som kommer fra en stor hydraulisk hammer som slippes ned på pålen gjentatte ganger, 15 – 300 ganger i minuttet. En søyle kan ta omtrent 2 timer og 6000 slag å banke ned i grunnen. Lyden er skarpe lavfrekvente lydimpulser som kan minne om luftkanonskudd (Bailey et al. 2010, Madsen et al. 2006). Koblingen direkte via søylen til bakken vil også påvirke lydbildet. Siden pæling er en stor kilde til støyforurensning i Europa, er det gjennomført endel forskning på negative effekter på havmiljø. Disse er diskutert under kapitlene 2-8. Lydpulsene fra pæling

---

---

er så kraftige at de kan medføre både direkte skade og habitatsunnvikelse hos både fisk og pattedyr (Kvadsheim et al. 2017b). Det har derfor vært et press for å utvikle andre metoder som skal være mer støyyvennlige, for eksempel vibrasjonspøling der en har en vibrator på 20-40 Hz som driver pålen ned i havbunnen (Matuschek & Betke 2009). Dette medfører mindre amplitude på lyden, men blir mer kontinuerlig, og er ikke like effektiv sånn at en ofte vil trenge litt vanlig pøling i tillegg. Pålen vil også bli satt i ulike resonanser som kan føre til mer bredbåndet støy. Andre støyreducerende tiltak kan være å pakke inn pålen med et akustisk isolerende materiale for å få dårligere kobling mellom lyden og vannet (Matuschek & Betke 2009). Enda et tiltak er boblegardin rundt pålen for å hindre lydutbredelsen, dette ble vist å minske påvirkningen på niser betraktelig (Nehls et al. 2016). Lignende tiltak kan også gjøres ved hjelp av ballonger (Wu et al. 2015).

Fram til nå har de fleste vindturbiner vært bunnfaste, men Equinor har planer om å bygge vindturbinparker med flytende vindturbiner som er forankret i havbunnen med stålkabler og et slags sugeanker. Støy fra installasjonsarbeidet vil oppstå i forbindelse med utplassering av sugeankere samt oppkobling av turbiner og kabellegging. I driftsfasen vil det være støy fra turbinene og eventuelt fra forankringssystemet og trafikk i forbindelse med vedlikehold. Lydmålinger av en enkelt havvindturbin viste at lyden nær turbinen var godt over bakgrunnstøyen 150 m fra vindturbinen, og at det ofte kom høye transiente lyder som trolig var forårsaket av rykking i stålkabelen da havturbinen beveget seg (Martin et al., 2011), det er usikkert om disse lydene er spesielle for prototypen, eller om de også vil eksistere for en modifisert modell (Weissenberger, 2019). Vi trenger mer informasjon om hva lydfeltet rundt vindturbinparker vil bli i produksjonsfasen. Det har blitt forsket på dette før, for eksempel Madsen et al. 2006, men det blir stadig utviklet ny teknologi som sannsynligvis endrer støyen.

## 8.5 Referanser

- Abma R & Ross A (2015). Practical aspects of the popcorn source method. *SEG Technical Program Expanded Abstracts*, pp. 164-169, Society of Exploration Geophysicists.
- Bailey H, Senior B, Simmons D, Rusin J, Picken G & Thompson PM (2010) Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine pollution bulletin* 60(6), 888-897.
- Broding R (1970). The Continuous Sweep VIBROSEIS® Method. *Offshore Technology Conference*.
- Crawford JM, Doty WE & Lee MR (1960). Continuous signal seismograph. *Geophysics* 25(1), 95-105.
- Dhelie P, Danielsen V, Lie J, Branston M, Campbell R & Ford R. (2018) Improving Seismic Data By Using Smaller More Compact Seismic Air-Gun Sources. *Extended abstract, Marine Acquisition Workshop 2018, Session: Seismic Source Technology*, DOI: 10.3997/2214-4609.201802107
- Dhelie PE, Danielsen, V, Lie JE, Tilling D, Whitebread R, Hooke M, Twynam F & Ramsay M (2019). Hexasource compact source acquisition for improved imaging in an OBC campaign across the Edvard Grieg field, *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2019*, pp. 177-181, Society of Exploration Geophysicists.
- Dellinger J, Ross A, Meaux D, Brenders A, Gesoff G, Etgen, J, Naranjo J, Openshaw G & Harper M (2016). Wolfspar®, an “FWI-friendly” ultralow-frequency marine seismic source. *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2016*, pp. 4891-4895, Society of Exploration Geophysicists.

- 
- Dragoset WH (1988) Marine vibrators and the Doppler effect. *Geophysics* 53(11), 1388-1398.
- Geophysical Surveys Database, <https://ihsmarket.com/products/oil-gas-seismic-geophysical-surveys.html>
- Handeland S, Geitung L, Calabrese S (2018). Dokumentasjon om tilvekst og velferd hos postsmolt i forbindelse med bruk av lavfrekvent lyd. *UniResearch 2018*.
- 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.
- Isojunno S, PJ Wensveen, PH Kvadsheim, AM von Benda-Beckmann, LM Martín López, L Kleivane, E Siegal, J Bort, B Benti, P Tyack, V Pöyhönen, K Gkikopoulou, I Foskolos, M Neves, N Biassoni, PJO Miller (2019). Sperm whale foraging behaviour during pulsed and continuous navy sonar exposures. *Abstract submitted to the World Marine Mammals Science Conference, Barcelona Dec. 2019*
- Klüver T, Hegna S & Lima J (2018) Processing of data with continuous source and receiver side wavefields: Real data examples. *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2018*, pp. 4045-4049, Society of Exploration Geophysicists.
- Kvadsheim PH, LA Ødegaard, M Christiansen, J Lima (2017a). Comparison of propagated noise and potential environmental impact of continuous eSeismic and conventional pulsed seismic in the Norwegian sea. *FFI-RAPPORT 17/00190* (unntatt offentlighet)
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (2017b). Effekter av menneskeskapt støy på Havmiljø - rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. *FFI-RAPPORT 2017/00075*.  
<http://www.ffi.no/no/Rapporter/17-00075.pdf>
- Langhammer, J. & Bennion, P. (2015) Triple-source simultaneous shooting (TS3), a future for higher density seismic? *conference paper, 77th EAGE Conference & Exhibition 2015 IFEMA Madrid, Spain, 1-4 June 2015*
- Li B & Bayly M (2017). Quantitative analysis on the environmental impact benefits from the bandwidth-controlled marine seismic source technology. *Proceedings of ACOUSTICS 2017, 19-22 November 2017, Perth, Australia*
- Madsen PT, Wahlberg M, Tougaard J, Lucke K & Tyack P (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine ecology progress series* 309, 279-295.
- Martin, B, MacDonnell, J, Vallarta, J, Lumsden, E & Burns, R. (2011). HYWIND Acoustic Measurement Report: Ambient Levels and HYWIND Signature. *Technical report for Statoil by JASCO Applied Sciences*.
- Matuschek R & Betke K (2009). Measurements of construction noise during pile driving of offshore research platforms and wind farms, proceedings of NAG/DAGA 2009 – Rotterdam. pp. 262-265.
- Morozov AK (2019) Advances in marine vibrators for seismic survey. *The Journal of the Acoustical Society of America* 146(4), 2749-2749.
- Mortensen A & Skjelvareid MH (2015) Ultralyd—et nytt våpen i kampen mot lakselusa? *Nofima rapportserie*. 25 p. ISBN: 978-82-8296-316-9
- Nehls G, Rose A, Diederichs A, Bellmann M & Pehlke H (2016). Noise mitigation during pile driving efficiently reduces disturbance of marine mammals. *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 755-762, Springer.
- Oscarsson-Nagel M, Söllner W, Trætten Ø, Armstrong B, Nams D & Yeatman, P (2019). Marine Vibrator Source: Modular System with Folded Oscillating Surface. *Extended abstract, 81st EAGE*

- 
- Conference and Exhibition 2019, Session: Seismic Acquisition - Geometries and Hardware*, DOI: 10.3997/2214-4609.201901131
- OSPAR Commission 2009. Overview of the impact of anthropogenic underwater sound in the marine environment.  
[https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Anthropogenic\\_Underwater\\_Sound\\_in\\_the\\_Marine\\_Environment.pdf](https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Anthropogenic_Underwater_Sound_in_the_Marine_Environment.pdf)
- Pramik B, Bell ML, Grier A & Lindsay A (2015). Field testing the AquaVib: An alternate marine seismic source *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2015*, pp. 181-185, Society of Exploration Geophysicists.
- Schostak B & Jenkerson M (2015). The marine vibrator joint industry project. *SEG Technical Program Expanded Abstracts 2015*, pp. 4961-4962, Society of Exploration Geophysicists.
- Southall BL, Finneran JJ, Reichmuth C, Nachtigall PE, Ketten DR, Bowles AE, Ellison WT, Nowacek DP, Tyack PL (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.
- National Marine Fisheries Service (NMFS) (2018). Revisions to: Technical guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. *U.S. Dept. of Commerce, NOAA Technical Memorandum*, NMFS-OPR-59.
- Solvang-Garten T, Hagemann A, Svendsen E (2016). Ultralyd mot lakselus – kontrollert testing av effekt direkte på lakselus. *SINTEF rapportnr.* A28013.
- Van Vossen R, P Beerens, E van der Spek (2011). Anti-submarine warfare with continuously active sonar. *Sea Technology* Nov 2011; 33-35.
- Van der Graaf AJ, MA Ainslie, M André, K Brensing, J Dalen, RPA Dekeling, S Robinson, ML Tasker, F Thomsen & S Werner (2012). European Marine Strategy Framework Directive - Good Environmental Status (MSFD-GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy. *European Commission*  
[https://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/MSFD\\_reportTSG\\_Noise.pdf](https://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/MSFD_reportTSG_Noise.pdf)
- Vinje V, Lie JE, Danielsen V, Dhelle PE, Silliqi R, Nilsen C-I, Hicks E & Camerer A (2017). Shooting over the seismic spread. *First Break* 35(6), 97-104.
- Weissenberger J., (2019), Noise Impact Assessment Hywind Tampen, *Equinor report*,  
<https://www.equinor.com/en/how-and-why/impact-assessments/hywind-tampen.html>
- Wu Y-H, Ling T-S, Hwang W-S & Chen C-F (2015). Noise mitigation with balloon arrays during pile driving activities in the underwater environment, *OCEANS 2015 - Genova, Genoa, 2015*, pp. 1-4. doi: 10.1109/OCEANS-Genova.2015.7271769

---

---

## 9 Forvaltningsrådgeving om seismikk

### 9.1 Oppsummering

- Havforskningsinstituttet (HI) gir råd til Oljedirektoratet på alle undersøkelser, både kommersielle og vitenskapelige, som bruker seismikk i norske farvann. HI er bedt om å gi råd om mulige negative påvirkninger på marint liv og økosystem.
- HI fraråder seismikk i viktige gyteområder/perioder for fisk, da forstyrring i gyteperioden kan gi konsekvenser for rekrutteringen til bestanden (Sivle et al. 2020)
- HI fraråder seismikk i viktige beiteområder for bardehval, da beiteforstyrrelser hos denne gruppen ansees som å ha størst mulighet for negative konsekvenser (Sivle et al. 2020).
- Områder og perioder som frarådes finnes i kartformat og oppdateres årlig. Disse områdene og periodene er definert ut fra den kunnskap man har om arters utbredelse og biologiske aktivitet, men denne kunnskapen er i mange sammenhenger ufullstendig.

### 9.2 Kunnskapsgrunlaget og vurderinger

#### 9.2.1 Fisk

Dødelighet og skade på egg og larver etter eksponering til seismikk ble studert av blant andre Booman et al. 1996 og Holiday et al. 1987), og basert på disse resultatene gjorde Sætre & Ona (1996) en “worst-case-scenario” beregning av hvilken potensiell påvirkning en typisk 3D seismisk undersøkelse ville kunne ha. Beregningen forutsetter at undersøkelsen foregår i et område med høy tetthet av fiskeyngel or larver på 500 km<sup>2</sup>, og basert på Booman et al (1996) ble det antatt at alle larver som er 2 m eller nærmere fra luftkanonene døde. Denne studien estimerte at maksimalt 0.45% av larvebestanden, og mer sannsynlig om lag 0.3% av bestanden kunne bli drept som følge av en slik undersøkelse, noe som medfører en daglig dødelighetsrate på maksimalt 0,18‰ og gjennomsnittlig 0.012‰ av populasjonen. Til sammenlikning er naturlig dødelighet på disse tidlige livsstadiene rundt 1–15 % per dag. Den seismikkinduserte dødeligheten er derfor så liten i forhold til den naturlige dødeligheten at den kan regnes som ubetydelig i bestandssammenheng. Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke pr 2020 seismikkaktivitet i områder med høye konsentrasjoner av egg og larver.

Hvordan seismikk påvirker atferd hos voksen fisk er studert gjennom ulike forsøk av fangst og biomasse estimerer under seismikk-undersøkelser (Engås et al. 1996, Løkkeborg & Soldal 1992), kan en forvente at torskfisk (*gadoider*) reagerer på lyden ved å unngå lydkilden, og at denne effekten kan forventes minst ut til 20 nautiske mil (nmi) (33 km) fra seismikk-kilden. En slik forflytning av fisk på en avstand rundt 20 nmi vil sannsynligvis i de fleste tilfeller og tider på året ikke gi negative konsekvenser på populasjonsnivå for bestanden. Gyteperioden og

---

---

gyteområdene er et unntak fra dette. I denne perioden er ofte størstedelen av fisken konsentrert i et begrenset område, noe som medfører svært høy tetthet og derfor mulighet til å påvirke et svært høyt antall fisk. Tid og sted for gyting er heller ikke tilfeldig, da eggene gytes på et tidspunkt og på et sted der de kan drive med havstrømmene og klekkes i et område med rik tilgang på mat. Gyting eller klekking av egg sammenfaller derfor gjerne i tid med for eksempel våroppblomstring slik at larvene som klekkes vil ha god tilgang på mat. 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 og videre kan klekking også bli suboptimal. Eventuelle påførte forflytninger vil sannsynligvis også ha større betydning når gytebestanden er lav og/eller gytefeltet er begrenset til et mindre, men optimalt område, enn når gytebestanden er høy eller gyteområdet stort. 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 påvirkning fra seismikkundersøkelser. I tillegg bør konsentrerte vandringer inn mot gytefeltene skjermes.

Havforskningsinstituttet fraråder pr 2020 derfor seismikk-undersøkelser i viktige gyteområder, samt i en sone rundt gyteområdet på 20 nmi for ordinære undersøkelser og 5 nmi for mindre undersøkelser (såkalte borestedsundersøkelser). I tillegg frarådes undersøkelser langs viktige vandringsruter inn mot gyteområdene.

For å gi konkrete råd om hvor og når seismikk-undersøkelser bør unngås, er det helt nødvendig med god kunnskap om hvor og når gytingen foregår. Dette er best kjent for viktige kommersielle arter, da det ofte er disse som fokuseres på i forskningen. Derfor er det hovedsakelig for slike arter det er mulig å gi slike konkrete råd, men arter av mindre kommersiell betydning blir oversett grunnet manglende kunnskap. Dette skaper en ubalanse og det er derfor behov for mer kunnskap om viktige leveområder og gyteområder for arter som har mindre kommersiell viktighet, men som har viktighet f.eks ved å være nøkkelarter i økosystemet, eller bestander i dårlig forfatning (eks truet, rødlistet). For mange arter hvor vi kjenner godt til gyteområder og gyteperioder er det relativt stor overlapp i tid og rom mellom arter, så man kan anta at også andre arter som ikke direkte er med i frarådingssonene kan oppnå en viss indirekte beskyttelse.

Seismikk og andre menneskeskapte støykilder kan forstyrre beiting hos fisk (Løkkeborg et al. 2012, Purser & Radford 2011, Voelmij et al. 2014, Sabet et al. 2015). Potensialet for populasjonseffekter vurderes derimot som svært lavt sammenliknet med gyting, da beiting ikke er like områdespesifikt. Man påvirker dermed bare deler av bestanden og konsekvensen av å forflytte seg antas mye mindre. Lokale forstyrrelser antas derfor å ha begrenset effekt på beiting og videre vekst og utvikling. Havforskningsinstituttet fraråder pr 2020 derfor ikke seismikk-undersøkelser i beiteområder for fisk. Imidlertid oppfordres det til at seismikkundersøkelser

---

---

planlegges slik at ikke flere undersøkelser foregår samtidig i samme generelle området, slik at forflytning til et mindre eksponert område er mulig.

### 9.2.2 Sjøpattedyr

I Norge har konflikten mellom våre to største næringer fiskerinæringen og oljenæringen ført til et betydelig fokus, både i forvaltningen og i forskningen, på i hvilken grad fisk og fiskeriene påvirkes av seismikk. Seismikk har også andre negative effekter på havmiljø, men dette har kommet i skyggen av denne konflikten. I motsetning til andre land det er naturlig å sammenligne oss med har vi i Norge ikke hatt noe fokus på forskning på sjøpattedyr og seismikk, og inntil nylig har vi heller ikke tatt innover oss den internasjonale forskningen som foreligger (kap 2 og 4) og tatt noen form for hensyn til sjøpattedyr i reguleringen av seismikk (Sjøpattedyrutvalget 2016).

Sjøpattedyr som befinner seg i nærheten av luftkanoner kan utsettes for hørselskade (eks NMFS 2000, NOAA 2015, kap 2). Et tiltak som er mye brukt for å redusere risiko for hørselskader er ramp-up eller soft start. Metoden innebærer at når man skal starte opp lydskilden (luftkanonklynge eller militær sonar) så økes kildenivå gradvis. Hensikten er å skremme dyrene bort fra en definert sikkerhetssone før lydskilden genererer så høy lyd at dyrene kan påføres skade. Hvor stor en slik sikkerhetssone er vil variere med kildenivå. Det er dokumentert at ramp-up reduserer lydnivå dyrene eksponeres for, og dermed risiko for skade (von Bend-Beckmann et al. 2014, Dunlop et al. 2016, Wensveen et al. 2017).

Etter en endring i Ressursforskriften under Petroleumsloven (Lovdata 2018) er seismikkselskap på norsk sokkel nå pliktet til å bruke soft start/ramp-up for å redusere risikoen for skade på marine pattedyr. Bakgrunnen er forskning som viser at sjøpattedyr kan skades dersom de kommer nærmere en seismisk kilde enn ca 100-1000m avhengig av hvilken kilde som brukes, og forskning som viser at ramp-up reduserer risiko for at kraftige lydskilder skader sjøpattedyr. Dette er første gang det er tatt hensyn til sjøpattedyr i regulering av seismikk i Norge. I de fleste land kombineres ramp-up med observatører som skal overvåke sikkerhetssonen, og dersom det kommer dyr inn i sikkerhetssonen skal lydskilden midlertidig slås av til dyrene er ute av sikkerhetssonen. Bruk av sjøpattedyrobservatører på seismikkfartøy kombinert med en sikkerhetssone som avhenger av lydskildens størrelse vil kunne redusere risikoen ytterligere. Til sammenligning har Sjøforsvaret anvendt sikkerhetssone, observatører og ramp-up i mange år allerede på sine fregatter med langtrekkende sonarer (kap 10). I Norge er det ikke krav om å ha sjøpattedyrobservatør på seismikkfartøy, men det er derimot krav om å ha en fiskerisakkyndig om bord for å dekonflikte med fiskeriene. Noen av de seismiske operatørselskapene bruker likevel sjøpattedyrobservatører fordi det er operatørens eller klientens interne krav. Dersom man i Norge skal innføre slikt krav finnes det standarder for hvilke kompetanse sjøpattedyrobservatører skal ha i andre land, men utforming av slike krav i Norge må ta hensyn til særnorske forhold.

HI fulgte opp den manglende forvaltningen av sjøpattedyr og seismikk med en rapport om deres rådgiving rundt seismikk (Sivle et al. 2019). For første gang mener man at kunnskapsgrunnlaget tilsier at man skal fraråde seismikk i området og perioder hvor intensivt beite for bardehval



---

---

forekommer, og i områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval. Man anbefaler også bruk av sjøpattedyrobservatører på seismikkfartøy som opererer i spesifikke områder i nordområdene.

Seismiske undersøkelser blir stadig vanligere i områder hvor vi har mye høyere tetthet av sjøpattedyr enn i Nordsjøen. Det bør derfor vurderes om det bør være krav til sjøpattedyrobservatører (MMO) i Norskehavet og Barentshavet. Det må da også innføres en godkjenningssystem for MMO'er i Norge, gjerne i regi av Oljedirektoratet som i dag godkjenner fiskerisakskyndige. Det bør være et krav at MMOer på seismikkfartøy i norsk sektor har god kjennskap til norske forhold. Observasjoner av sjøpattedyr fra seismikkfartøy vil kunne gi verdifull kunnskap om hvordan seismikken eventuelt også påvirker dyrenes atferd.

Studier på hvordan seismikk påvirker beiting hos sjøpattedyr er særlig mangelfull. Derimot finnes det flere studier som viser at lydforstyrrelse fra militære sonarer kan føre til avbrutt beiting for mange arter av sjøpattedyr som er vanlige i norske farvann, som knølhval, blåhval, nebbhval, spermhval og spekkhogger (eks. Sivle et al. 2015, 2016, Goldbogen et al. 2013, Miller et al. 2012). I mangel på direkte kunnskap om seismikk, kan en anta liknende reaksjon til sonar. Dette kan ha konsekvenser særlig for bardehval, som befinner seg i norske farvann på sommerstid hovedsakelig for å beite, og beiter kontinuerlig i denne perioden. Hyppige beiteavbrudd og etterfølgende unnvikelse av lydkilden vil på sikt kunne tappe energireserver istedenfor å bygge disse opp. Havforskningsinstituttet anbefaler pr 2020 derfor å unngå seismikkaktivitet i områder med høy tetthet av beitende bardehvaler i beiteperioden.

### **9.3 Anbefalte retningslinjer for seismiske undersøkelser i norske farvann**

Havforskningsinstituttet er bedt om å gi råd om seismikkens påvirkning på havets økosystem (herunder dødelighet, skade og endret atferd hos marine dyr), mens Fiskeridirektoratet gir råd knyttet til konflikter med fiskeriaktivitet. Saksgangen foregår ved at seismikkselskapene søker Oljedirektoratet om (OD) enkelte undersøkelser. Videre sender OD saker på høring til Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet, som gir sitt råd til OD. OD sender så svarbrev til selskapet med rådene fra disse to etater inkludert. Dersom selskapet velger å gå mot råd som blir gitt, må klage sendes til OD, hvorfra den går videre til Norges Nærings og Fiskeridepartement, som beslutter om klagen tas til følge eller ikke.

Havforskningsinstituttets rådgivning fokuserer hovedsakelig på aktivitet som potensielt kan medføre negative konsekvenser på populasjons/bestands nivå hos viktige marine fisk og sjøpattedyr.

Kunnskapsgrunnlag, vurdering av dette og konkrete råd fra Havforskningsinstituttet er beskrevet i detalj i Sivle et al. (2020) og kort oppsummert her. Rådene oppdateres årlig og publiseres i en oppdatert rapport i januar hvert år.

Konkrete råd fra Havforskningsinstituttet pr 2019 oppsummeres på følgende måte:

- Viktige gytefelt bør skjermes for seismikk i gyteperioden, og det samme bør konsentrerte gytevandringsruter i perioder for slik innvandring. Frarådingsoner rundt disse er 20 nmi for ordinære undersøkelser og 5 nmi for borestedsundersøkelser.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i områder og perioder hvor intensivt beite for bardehval forekommer.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i områder med høy tetthet av narhval eller grønlandshval og råder til bruk av sjøpattedyrobservatører i omkringliggende områder.

Havforskningsinstituttets råd er hovedsakelig basert på å unngå sensitive områder og perioder. Dette kan relativt enkelt fremstilles i kart som viser hvilke områder seismikkundersøkelser frarådes, og hvor kartet har en gitt gyldighetsperiode. For rådet om å unngå gyteområder har Havforskningsinstituttet derfor valgt en løsning hvor man for hver 2-ukers periode gjennom året har laget et frarådingskart som viser hvilke områder som frarådes i denne spesifikke perioden. Disse er basert på en sammenslåing av gyteområdene for alle artene som gyter i denne spesifikke perioden. For hval er det utarbeidet kart over de viktigste beiteområder for bardehval og disse har en gyldighetsperiode som er angitt i kartnavn. Alle kartlag oppdateres årlig og er tilgjengelig på Havforskningsinstituttets kartklient (<http://www.imr.no/geodata/geodataHI.html>) under fanen «Frarådingskart». De kan også lastes ned fra Havforskningsinstituttets geoserver (<http://maps.imr.no/geoserver/web/>).

## 9.4 Referanser

- Boman C, Dalen J, Lenestad H, Levensen A, Van der Mehren T og Toklum K (1996). Effekter av luftkanoskyting på egg, larver og yngel. *Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium, Universitetet i Bergen. Fisken og Havet*, 3 (1996): 83 s.
- Dunlop RA, Noad MJ, McCauley RD, Kniest E, Slade R, Paton D, Cato DH (2016). Responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to ramp-up of a small experimental air gun array. *Mar. Poll. Bull.* 103:72-83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.044>
- Engås A, Løkkeborg S, Ona E & Soldal AV (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2238-2249. doi: 10.1139/cjfas-53-10-2238.
- Goldbogen JA, Southall BL, DeRuiter SL, Calambokidis J, Friedlaender AS, Hazen EH, Falcone EA, Schorr GS, Douglas A, Moretti DJ, Kyburg C, M & Tyack PL (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proc R Soc B* 280: 20130657 <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0657>
- Holliday DV, Pieper RE, Clarke ME & Greenlaw CF (1987). The effects of airgun energy releases on the eggs, larvae and adults of the Northern anchovy (*Engraulis mordax*). *American Petroleum Institute. Tractor Document No. T-86-06-7001-U*.
- Lovdata (2018). Forskrift om ressursforvaltning i petroleumsvirksomheten (ressursforskriften). *FOR-2017-12-13-2004 Olje- og energidepartementet*. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2017-12-13-2004>

- 
- Løkkeborg S, Ona E, Vold A & Salthaug A (2012). Sounds from seismic air guns: gear and species specific effects on catch rates and fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:1278-1291. doi: 10.1139/f2012-059.
- Løkkeborg S & Soldal AV (1992). The influence of seismic exploration with air guns on cod (*Gadus morhua*) behaviour and catch rates. *ICES mar. Sci. Symp.*, 196: 62-67
- Miller PJO, Kvadsheim PH, Lam FPA, Wensveen PJ, Antunes R, Alves AC, Visser F, Kleivane L, Tyack PL & Sivle LD (2012). The Severity of Behavioral Changes Observed During Experimental Exposures of Killer (*Orcinus orca*), Long-Finned Pilot (*Globicephala melas*), and Sperm (*Physeter macrocephalus*) Whales to Naval Sonar. *Aquatic Mammals* 38:362- 401. doi: 10.1578/am.38.4.2012.362.
- NMFS (2000) Small takes of marine mammals incidental to specified activities; marine seismic reflection data collection in southern California/Notice of receipt of application. *Fed Regist* 65: 16374–16379.
- NOAA (2015) National Oceanic and Atmospheric Administration draft guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing: underwater acoustic threshold levels for onset of permanent and temporary threshold shifts. *Draft Report, July 2015*.  
[www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/guidelines.htm](http://www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/guidelines.htm)
- Sivle LD, Kvadsheim PH, Cure C, Isojunno S, Wensveen PJ, Lam FPA, Visser F, Kleivane L, Tyack PL, Harris CM & Miller PJO (2015). Severity of Expert-Identified Behavioural Responses of Humpback Whale, Minke Whale, and Northern Bottlenose Whale to Naval Sonar. *Aquatic Mammals* 41:469-502. doi: 10.1578/am.41.4.2015.469.
- Sivle LD, Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam F-PA, Visser F, Curé C, Harris CM, Tyack PL & Miller PJO (2016). Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series* 562: 211–220 doi: 10.3354/meps11969
- Sivle LD, Forland TN, Nyqvist D, deJong K & Grimsbø E (2019). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprenginger. *Rapport fra Havforskningen* 10 2019. ISSN 1893-4536.  
<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/seismikk-fisk>
- Sivle LD, Forland TN, deJong K, Nyqvist D, Grimsbø E & Kutti T (2020). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprenginger - Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2020. *Rapport fra Havforskningen 2020-1 ISSN:1893-4536* <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-1>.
- Sjøpattedyrutvalget 2016. Rapport fra forskerutvalg om sjøpattedyr 2016. <http://hi.no/temasider/sjopattedyr/nb-no>
- Purser J & Redford A (2011). Acoustic noise induces attention shifts and reduces foraging performance in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *PLOS one* 6, e17478  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017478>
- Sabet SS, Neo YY & Slabbekoorn H (2015). The effect of temporal variation in sound exposure on swimming and foraging behaviour of captive zebrafish. *Animal Behaviour*, 107, 49-60  
<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.05.022>
- Sætre R & Ona E 1996. Seismiske undersøkelser og skader på fiskeegg og -larver. En vurdering av mulige effekter på bestandsnivå. *Fisken og Havet*, 8 (1996): 25 s.
- Voellmy IK, Purser J, Flynn D, Kennedy P, Simpson SD & Radford AN (2014). Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. *Animal Behaviour*, 89, 191-198. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.12.029>

- 
- von Benda-Beckmann AM, PJ Wensveen, PH Kvadsheim, FPA Lam, PJO Miller, PL Tyack, MA Ainslie (2014). Modelling effectiveness of gradual increases in source level to mitigate effects of sonar on marine mammals. *Cons. Biol* 28: 119-128. (DOI: 10.1111/cobi.12162)
- Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam FPA, vonBenda-Beckmann A, Sivle L, Visser F, Curé C, Tyack PL, Miller PJO (2017). Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *J. Exp. Biol.* 220: 4150-4161. doi:10.1242/jeb.161232

---

---

## 10 Forvaltningsrådgeving om sonar

### 10.1 Oppsummering

- Forvaltningsrådgevingen omfatter bare militære sonarer. Det er ingen regulering av fiskerisonarer eller sonarer til sivile forskningsformål. Disse opererer på høyere frekvenser og er ikke så langtrekkende, men mange slike systemer har høy effekt, og er i utstrakt bruk.
- Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) gir råd til Forsvaret for å sikre at bruk av aktive sonarer ikke fører til unødig negativ påvirkning på havmiljø.
- Forsvaret investerte store midler i perioden 2003-2015 i forskning på hvordan militære sonarer påvirker fisk og sjøpattedyr. Forskningen ble koordinert av FFI, men involverte utstrakt samarbeid med andre nasjonale og internasjonale institusjoner.
- Basert på den forskningen som er utført og råd fra FFI har Forsvaret innført retningslinjer for bruk av aktiv sonar i norske farvann (Wedervang 2015). Disse har status som militær instruks og skal følges av alle norske og utenlandske militære fartøy som opererer i norske farvann.
- FFI har utviklet og vedlikeholder et planleggings- og beslutningsstøtteverktøy (SONATE) (Nordlund & Kvalsheim 2014) som inneholder historiske data om utbredelse av arter og fiskeriaktivitet gjennom året. Bruk av de operative anbefalingene som SONATE gir for bestemte områder i bestemte perioder, sikrer operasjon i tråd med gjeldende retningslinjer.
- SONATE og sonarretningslinjene oppdateres når ny kunnskap tilsier behov for det.

### 10.2 Kunnskapsgrunnlaget

FFI ledet i perioden 2003-2020 en serie forskningsprogram som hadde som målsetning å fremskaffe kunnskap om hvordan langtrekkende aktive sonarer påvirker fisk og pattedyr (Sonar og Havmiljø). En rekke prosjekter ble gjennomført både i felt og i lab. Den viktigste kunnskapen for rådgevingen kan kort oppsummeres slik:

Sonaraktivitet i et område kan resultere i unnvikelsesresponser hos sjøpattedyr, og de kan forlate øvelsesområdet (e.g. Miller et al. 2012, 2014, 2015, Antunes et al 2014, Harris et al. 2015, Sivle et al. 2015, Kvalsheim et al. 2017, Wensveen 2019). Dette kan resultere i tapte beitemuligheter (Isojunno 2016, Sivle et al. 2016), risiko for separasjon av mor og kalv (Miller et al. 2012), og økte energikostnader (Kvalsheim et al. 2017). Vågehval og nebbhval er identifisert som spesielt sårbare arter (Miller et al. 2015, Kvalsheim et al. 2017, Wensveen 2019). Sjøpattedyr kan også endre dykkeatferd som en respons på sonaraktivitet (Sivle et al. 2012a). Dyptdykkende arter (nebbhval og spermhval) har en høyere risiko for å utvikle dykkersyke sammenlignet med grunddykkende arter, og endringer i dykkemønsteret kan øke risikoen ytterligere (Kvalsheim et

---

---

al. 2012, Fahlman et al. 2014). Risikoen for biologisk signifikante atferdsresponsers øker med mottatt lydtryknivå over 140 dB (SPL) (Harris et al. 2015). En hypotese for å forklare hvorfor hvaler reagerer på sonarsignaler er at slike signaler utløser anti-predator atferd (Curé et al. 2017, Harris et al. 2017). Alvorlighetsgraden av atferdsresponsers avhenger av responsens varighet. Mange biologiske prosesser er døgnrytmiske, men responsers kan vare lenger enn eksponeringen for sonar. Eksponeringer med varighet som overstiger 12 timer medfører derfor høyere risiko enn eksponeringer med varighet under 12 timer. Derfor er kravene for valg av område og periode for en intens sonarøvelse strengere enn for en rutinemessig øvelse (Wedervang 2015) .

Sonaraktivitet i et område kan resultere i unnvikelsesresponsers hos sjøpattedyr, og de kan komme til å forlate øvingsområdet (Kuningas et al. 2013). Terskelen for unnvikelse varierer mellom arter (Harris et al. 2015) og hvilken biologisk kontekst dyrene befinner seg i (beiting, vandring, sosialisering osv) (Sivle et al. 2015). Vågehval og nebbhval er identifisert som særlig følsomme arter (Kvadsheim et al. 2017, Wensveen 2019), med responserskler for unnvikelse på under 140 dB (SPL). Kommersiell aktivitet relatert til sjøpattedyr (hvalfangst eller hvalsafari), kan derfor bli påvirket av sonaraktivitet i det samme området.

Omfattende forskning (Jørgensen et al. 2005, Doksæter et al. 2009, 2011, 2012, Sivle et al. 2012b) har vist at militære sonarer har liten eller ingen innvirkning på fiskepopulasjoner (Kvadsheim & Sevaldsen 2005, Sivle et al. 2014). Likevel er det fortsatt usikkert om noen fiskearter kan reagere kortvarig dersom de befinner seg i umiddelbar nærhet av sonaren (Sivle et al. 2014). Slike korte responsers vil sannsynligvis ikke påvirke overlevelsesraten hos fisk, men kan påvirke fiskeri og fangstrater ved at fisken flytter seg eller endrer atferd. For å unngå negative effekter på fiskerier, er det derfor etablert sikkerhetsavstander (Wedervang 2015). Transmisjon utenfor sikkerhetsavstanden vil ikke utløse fluktresponsers. Sikkerhetsavstandene vil variere med sonarens kildenivå, transmisjonssyklus og kildens fart. Fisk i oppdrettsanlegg kan bli stresset av en sonar som passerer nærmere enn sikkerhetsavstanden, men varigheten av slike stressresponsers vil være korte og er primært trigget av det passerende skipet og ikke sonaren (Sivle et al. 2014).

Risikoen for direkte skade som redusert hørsel hos sjøpattedyr avhenger av lydeksponeringsnivå (akkumulert akustisk energi, SEL), mer enn maks mottatt lydtryknivå (SPL) (Southall et al 2007<sup>1</sup>, NOAA/NMFS 2018<sup>1</sup>, Southall et al. 2019<sup>1</sup>). Risikoen for skade varierer mellom artene men øker generelt ved lydeksponeringsnivå (SEL) over 180 dB (Southall et al. 2019<sup>1</sup>). Avstanden fra sonarkilden som trengs for å holde nivåene under dette avhenger av kildenivå, transmisjonssyklus samt dyrets og sonarkildens hastighet. Ved kildenivå under 200 dB, er risikoen for direkte skade neglisjerbar (Nordlund og Kvadsheim 2015).

<sup>1</sup> Kunnskap som ikke er fremskaffet gjennom FFIs Sonar og Havmiljø program.

Det er dokumentert at ramp-up reduserer risikoen for skade signifikant i de fleste scenarioer (von Benda-Beckmann et al. 2014, Wensveen et al. 2017). Risikoen og effekten av ramp-up vil variere avhengig av responserskelen hos dyrene i området, sonarkildens hastighet, dyrets svømmehastighet, sonarens kildenivå, ping intervall og varigheten på ramp-up (von Benda-Beckmann et al. 2014).

---

---

Ramp-up varighet på mer enn 5 minutter synes derimot ikke å redusere risikoen ytterligere. En optimal ramp up prosedyre for de mest vanlige operative scenarioer er definert i kapittel 10.3.2 basert på von Benda-Beckmann et al. (2014).

### **10.3 Retningslinjer for bruk av sonar i norske farvann**

Basert på den kunnskapen som foreligger er følgende retningslinjer for bruk av sonar anbefalt av FFI, og implementert i bruk i Forsvaret av Sjef Marinen (Wedervang 2015).

#### **10.3.1 Retningslinjer i forbindelse med planlegging av sonarøvelser**

Det settes strengere krav til valg av område og periode for gjennomføring av intensive sonarøvelser enn for rutinemessige sonarøvelser. Relevante områder og perioder hvor spesifikke restriksjoner og prosedyrer gjelder, er definert i SONATE (Nordlund & Kvalsheim 2015).

Under planlegging og gjennomføring av sonarøvelser gjelder:

- Unngå intensive sonarøvelser i områder/perioder som er ventet å ha høy tetthet av sjøpattedyr, og spesielt beiteområder for nebbhval og spermhval.
- Unngå intensive sonarøvelser i områder/perioder med hvalfangst og hvalsafari. Det pålegges militære styrker å varsle om planlagt sonaraktivitet, i områder og perioder hvor det foregår slik fangst eller safari.
- For å redusere risikoen for negative effekter på fiskeriene, skal en sikkerhetsavstand til fiskefartøy og oppdrettsanlegg opprettes.
- For å redusere risikoen for direkte skade på sjøpattedyr, skal operative prosedyrer for sonartransmisjon brukes i alle områder og perioder hvor sjøpattedyr er forventet å forekomme (se kapittel 10.3.2).

#### **10.3.2 Operative prosedyrer**

Under operasjoner hvor det brukes aktive sonarer i frekvensbåndet 500 Hz til 10 kHz med kildenivå over 160 dB, gjelder følgende:

- Sikkerhetsavstand til fiskefartøy og oppdrettsanlegg

En sikkerhetsavstand på 500 m til fiskefartøy i aktivt fiske og til oppdrettsanlegg med fisk skal overholdes for å unngå negative effekter. Dersom utsendt kildenivå overstiger 225dB, eller transmisjonssyklusen (duty cycle) overstiger 10%, eller farten på sonarplattformen er mindre enn 5 knop, skal sikkerhetsavstanden økes til 1000 m.

- 
- 
- Sikkerhetsavstand til sjøpattedyr

For å minimere risikoen for skader på sjøpattedyr, skal det etableres en sikkerhetsavstand på 500 m til observerte sjøpattedyr. Dersom utsendt kildenivå overstiger 225dB, eller transmisjonssyklusen (duty cycle) overstiger 10%, eller farten til sonarplattformene er mindre enn 5 knop, skal sikkerhetsavstanden økes til 1000 m. Under aktiv sonartransmisjon ved kildenivå over 200 dB, skal faresonen definert av sikkerhetsavstanden overvåkes visuelt og/eller ved bruk av tilgjengelige passive akustiske sensorer. Sjekk spesielt for tilstedeværelse av delfiner nær baugen. Dersom sjøpattedyr opptrer innenfor faresonen, skal transmisjonen avsluttes eller kildenivå reduseres til 200dB, inntil dyret er utenfor faresonen.

- Ramp-up prosedyre

En optimal ramp-up reduserer risikoen for skade på sjøpattedyr ved at de skremmes bort fra faresonen rundt sonarkilden før kildenivå når skadelige nivåer. I områder/perioder hvor sjøpattedyr forventes å forekomme, og utsendt kildenivå overstiger 200 dB, skal sonarutsendelsen initieres med følgende ramp-up prosedyre:

Reduser farten, fortrinnsvis til under 8 knop. Start transmisjon med redusert kildenivå (maksimum 180 dB) og øk gradvis kildenivået over en periode på minst 3 minutter. Bruk korte ping-intervall (mindre enn 10s) og ping-varighet på 0.3s – 1s. Om transmisjonen avbrytes i mer enn 5 minutter, skal ramp-up prosedyren gjentas. Dersom siktforholdene ikke gjør visuell kontroll i faresonen mulig, er ramp-up prosedyren spesielt viktig.

- Transmisjon i høy fart

Dersom fartøyets fart og transmisjonsintervallet tilsier at fartøyet beveger seg mer enn 200m mellom to etterfølgende transmisjoner (ping), eller farten overstiger 15 knop, skal en være spesielt oppmerksom på sjøpattedyr i fartøyets fartsretning. Transmisjon i høy fart bør unngås dersom visuell kontroll av faresonen er vanskelig.

- Transmisjon i trange farvann

Ved sonarbruk i trange farvann skal man være spesielt oppmerksom på sjøpattedyr i fartøyets fartsretning for å unngå å jage dem med sonaren. Sonarutsending i trange farvann skal i størst mulig grad unngås dersom visuell kontroll i fartsretningen er vanskelig. Kombinasjonen trange farvann og høy fart skal unngås dersom visuell kontroll i fartsretningen er vanskelig.

- Bruk av helikopteroperert sonar og sonarbøyer

Dersom sjøpattedyr ikke er observert i området, er det ved bruk av helikopteroperert sonar og sonarbøyer med kildenivå over 200 dB, tilstrekkelig at en 500 m sikkerhetssone rundt droppunktet er visuelt undersøkt før aktiv utsending starter. Dersom sjøpattedyr er observert i området, eller sikten ikke tillater visuell kontroll av sikkerhetssonen, skal sending starte med redusert nivå (under 200 dB), men kan økes til ønsket operativt nivå i løpet av 1 minutt.



- 
- 
- Dokumentasjon

All bruk av aktive sonarer skal logges med starttid, stopptid, posisjon og anvendt sonarsystem slik at man i ettertid kan dokumentere at prosedyrene er fulgt. Dersom det er praktisk mulig skal også type utsending logges. Observasjoner av sjøpattedyr og fiskeriaktivitet under sonarbruk skal også dokumenteres. Avvik fra gjeldende retningslinjer for bruk av sonarer skal begrunnes. Dokumentasjon bør lagres i minst 1 år.

#### 10.4 Internasjonale retningslinjer

NATO har etablert egne retningslinjer for bruk av militære sonarer (NATO 2018). Disse er basert på ulike lands nasjonale retningslinjer (Dekeling et al. 2016). NATOs retningslinjer er å betrakte som en minstestandard som gjelder under felles NATO-øvelser dersom vertsstaten ikke har nasjonale retningslinjer som er strengere. I praksis betyr det at det er norske nasjonale retningslinjer som gjelder under NATO-øvelser i norske farvann.

#### 10.5 Referanser

- Antunes R, Kvadsheim PH, Lam FPA, Tyack PL, Thomas L, Wensveen PJ, Miller PJO (2014). High response thresholds for avoidance of sonar by free-ranging long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Mar. Poll. Bull.* 83: 165-180. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.03.056
- Curé C, Isojunno S, Visser F, Wensveen P, Sivle, LD, Kvadsheim PH, Lam FPA & Miller PJO (2016). Biological significance of sperm whale responses to sonar: comparison with anti-predator responses. *Endangered Species Research* 31: 89–102 doi:10.3354/esr00748
- Dekeling R, Lam FP, Kvadsheim PH, Jones R, Mather Y, Filipowicz R, Kitchen D, Poleshuk D, Ludwig S, Hutchins T (2016). Comparison of ASW sonar risk assessment and mitigation between six different nations - a report by the SDI ASRM group. *TNO report 2016 R10570*.
- Doksæter L, OR Godø, NO Handegard, P Kvadsheim, FPA Lam, C Donovan & P Miller (2009). Behavioral responses of herring (*Clupea harengus*) to 1-2 kHz sonar signals and killer whale feeding sounds. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 554-564
- Doksæter L (2011). Behavioral effects of naval sonar on fish and cetaceans. *PhD thesis, University of Bergen* 2011.
- Doksæter L, Handegard NO, Godø OR, Kvadsheim PH & Nordlund N, (2012). Behavior of captive herring exposed to naval sonar transmissions (1.0–1.6 kHz) throughout a yearly cycle. *J. Acoust. Soc. Am.* 131: 1632-1642.
- Fahlman A, Tyack PL, Miller PJ & Kvadsheim PH (2014). How man-made interference might cause gas bubble emboli in deep diving whales? *Frontiers in Physiology* 5: 1-6.
- Harris CM, D Sadykova, SL DeRuiter, PL Tyack, PJO Miller, PH Kvadsheim, FPA Lam, & L Thomas. (2015). Dose response severity functions for acoustic disturbance in cetaceans using recurrent event survival analysis. *Ecosphere* 6(11): Article 236
- Harris CM, Thomas L, Falcone EA, Hildebrand J, Houser D, Kvadsheim PH, Lam FPA, Miller PJO, Moretti DJ, Read AJ, Slabbekoorn H, Southall BL, Tyack PL, Wartzok D & Janik VM (2017). Marine

- 
- mammals and sonar: dose-response studies, the risk-disturbance hypothesis and the role of exposure context. *Journal of Applied Ecology* 2017: 1-9. DOI: 10.1111/1365-2664.12955
- Isojunno S, C Curé, PH Kvadsheim, FPA Lam, PL Tyack, PJ Wensveen, PJO Miller (2016). Sperm whales reduce foraging effort during exposure to 1-2 kHz sonar and killer whale sounds. *Ecological Applications* 21(1): 77-93
- Jørgensen R, Olsen KK, Falk-Petersen I-B & Kanapthippilai P (2005). Investigations of potential effects of low frequency sonar signals on survival, development and behaviour of fish larvae and juveniles. *The Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø, Tromsø, Norway* 51p.
- Kuningas S, Kvadsheim PH, Lam FPA, Miller PJO (2013). Killer whale presence in relation to naval sonar activity and prey abundance in northern Norway. *ICES J. Mar. Sci.* (doi:10.1093/icesjms/fst127)
- Kvadsheim PH & EM Sevaldsen (2005). The potential impact of 1-8 kHz active sonar on stocks of juvenile fish during sonar exercises. *FFI Rapport* 2005/01027.
- Kvadsheim PH, Miller PJO, Tyack P, Sivle LD, Lam FPA & Fahlman, A. (2012). Estimated tissue and blood N<sub>2</sub> levels and risk of in vivo bubble formation in deep-, intermediate and shallow diving toothed whales during exposure to naval sonar. *Frontiers in Aquat. Physiol.* 3: article 125.
- Miller PJO, Kvadsheim PH, Lam FPA, Wensveen PJ, Antunes R, Alves AC, Visser F, Kleivane L, Tyack PL, Sivle LD (2012). The severity of behavioral changes observed during experimental exposures of killer (*Orcinus orca*), long-finned pilot (*Globicephala melas*), and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to naval sonar. *Aquatic Mammals* 38: 362-401.
- Miller PJO, Antunes R, Wensveen P, Samarra FIP, Alves AC, Tyack P, Kvadsheim PH, Kleivane L, Lam FP, Ainslie M & Thomas L (2014). Dose-response relationships for the onset of avoidance of sonar by free-ranging killer whales. *J. Acoust. Soc Am.* 135, 975-993.
- Miller PJO, PH Kvadsheim, FPA Lam, PL Tyack, C Cure, SL DeRuiter, L Kleivane, L Sivle, SP van IJsselmuide, F Visser, PJ Wensveen, AM von Benda-Beckmann, L Martin López, T Narazaki, SK Hooker (2015). First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. *R. Soc. open sci.* 2: 140484. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.140484>
- NOAA/NMFS (National Marine Fisheries Service) (2018). Revisions to: Technical guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. *U.S. Dept. of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-OPR-59.*
- NATO (2018). Code of conduct for the use of active sonar to ensure the protection of marine life within the framework of alliance maritime activities. *Military Committee MC547, June 12<sup>th</sup> 2018.* (NATO unclassified, but not releasable to the public).
- Nordlund N, Kvadsheim PH (2015). SONATE 2015 – a decision aid tool to mitigate the impact of sonar operations on marine life. *FFI-rapport 2014/02200.* (<http://rapporter.ffi.no/rapporter/2014/02200.pdf>)
- Sivle LD, Kvadsheim PH, Fahlman A, Lam FP, Tyack P & Miller P (2012a). Changes in dive behavior during sonar exposure in killer whales, pilot whales and sperm whales. *Frontiers in Aquat. Physiol.* 3: article 400
- Sivle LD, Kvadsheim PH, Ainslie MA, Solow A, Handegard NO, Nordlund N, Lam FPA (2012b). Impact of naval sonar signals on herring (*Clupea harengus*) during summer feeding. *ICES J. Mar. Sci.* (doi:10.1093/icesjms/fss080).
- Sivle LD, Kvadsheim PH & Ainslie MA (2014). Potential for population-level disturbance by active sonar in herring. *ICES J. Mar. Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fsu154

- 
- 
- Sivle L, PH Kvadsheim, C Curé, S Isojunno, PJ Wensveen, FPA Lam, F Visser, L Kleivane, PL Tyack, C Harris, PJO Miller (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
- Sivle LD, Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam F-PA, Visser F, Curé C, Harris CM, Tyack PL, Miller PJO (2016). Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series* 562: 211–220. doi:10.3354/meps11969
- Southall BL, AE Bowles, WT Ellison, JJ Finneran, RL Gentry, CR Greene Jr, D Kastak, DR Ketten, JH Miller, PE Nachtigall, WJ Richardson, JA Thomas & PL Tyack (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33: 411-521.
- Southall BL, Finneran JJ, Reichmuth C, Nachtigall PE, Ketten DR, Bowles AE, Ellison WT, Nowacek DP, Tyack PL (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.
- von Benda-Beckmann AM, PJ Wensveen PH Kvadsheim, FPA Lam, PJO Miller, PL Tyack, MA Ainslie (2014). Modelling effectiveness of gradual increases in source level to mitigate effects of sonar on marine mammals. *Cons. Biol* 28: 119-128. (DOI: 10.1111/cobi.12162)
- Wederwang TT (2015). Instruks for bruk av aktiv sonar i norske farvann. Generalinspektøren for Sjøforsvaret 2016.
- Wensveen PJ, Kvadsheim PH, Lam FPA, vonBenda-Beckmann A, Sivle L, Visser F, Curé C, Tyack PL, Miller PJO (2017). Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *J. Exp. Biol.* 220: 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. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.2592>

---

---

# 11 Forvaltningsrådgiving om detonasjoner

## 11.1 Oppsummering

- Detonasjoner i nærheten av eller i sjø foregår i forbindelse med anleggsvirksomhet til sjøs, for eksempel fundamentering av broer, eller seilingsmerker, eller fordi man rydder (demolerer) ammunisjon som er dumpet under eller etter verdenskrigene. I tillegg tester Forsvaret av og til også våpensystemer som detonerer under vann eller minedykkere øver på å rydde miner.
- Havforskningsinstituttet (HI) og Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) er begge rådgivende til norske myndigheter i forbindelse med sprengninger i sjø. FFI og HI samarbeider om denne rådgivningsrollen, og fordeler i utgangspunktet ansvaret mellom seg ved at HI støtter sivile myndigheter og FFI militære. I motsetning til forvaltningsrådgivingen om seismikk (kap 10) og sonar (kap 11), hvor det er klare prosedyrer for hvordan forskningsmiljøene skal bidra med sin kompetanse inn mot forvaltningen, er rådgivingen inn mot detonasjoner mye mer tilfeldig og ad hoc.
- Rådgivingen har som hensikt å begrense eller hindre skade på marint liv. Det er særlig sjokkpulsen, men også boblepulser en sprengning genererer som kan gi skade på marint liv. Tiltak for å redusere disse er derfor viktig. Slike tiltak kan være sekvensiell sprengning, bruk av boblegardin eller tiltak for å skremme bort fisk og pattedyr fra området før man sprenger. Dersom ladningen kan flyttes vil sprengning på grunt vann og i lukkede området som skjermer for propagasjon av sjokkbølgen være effektive risikoreduserende tiltak.
- Sjøforsvaret har et internt reglement for eksplosivrydding (Svendsen 2012), som også til en viss grad omhandler miljørisiko. Ikke militære operasjoner som medfører detonasjoner under vann reguleres som mudring (Miljødirektoratet 2018). Dette er ikke et hensiktsmessig regelverk, og det bør derfor utarbeides en egen veileder med hvilke risikovurdering som skal gjøres, definerte grenseverdier og risikoreduserende tiltak i forbindelse med detonasjoner.
- Det mangler kunnskap om effekten av risikoreduserende tiltak. Vi trenger også bedre modeller for hvordan sjokkbølger fra detonasjoner genereres og propagerer i vannvolumet, inkludert effekten av forsinket detonasjon og sprenginger i bunnen. Bedre forståelse av hvordan marint liv skades av undervannsdetonasjoner, inkludert terskler for hørselskade og regenerering av hørsel hos fisk ville gitt sikrere risikoanalyser. Der er også et forskningsbehov i forhold til utforming og plassering av boblegardiner i forbindelse med sprengningsarbeider.

---

---

## 11.2 Kunnskapsgrunnlaget

Det ble særlig utført mye forskning på sprengingsfysikk i forbindelse med undervannsprenginger under sist verdenskrig, dette er oppsummert av Cole (1948). I Norge har det også i nyere tid vært publisert mange rapporter angående sprenging (Aune et al. 2018, Eliassen & Iversen 2004, Engås et al. 1989, Johnsen et al. 1994, Kjellsby 1993, Kjellsby & Kvalsvik 1997, Larsen et al. 1993, Soldal 1990, Trettenes 2006). Kunnskapen om detonasjoner og effekter på marint liv er nylig oppsummert av Grimsbø & Kvadsheim 2018.

I motsetning til en vanlig forbrenning, kalt deflagrasjon, vil en detonasjon oppstå når omsetningen i sprengstoffet danner gass med en hastighet som skaper en trykkbølge som forplanter seg med overlydsfart i eksplosivet, eller sprengstoffet om man vil (Kiran 2016). Denne sjokkbølgen skapes av en hurtig ekspanderende gassboble som dytter vannmolekylene foran seg. Resultatet er en trykkbølge som karakteriseres med en rask trykkøkning, eller sjokkbølge, til et nivå som langt overstiger det statiske trykket i vannet (Kjellsby 1993). Sammenlignet med detonasjoner i luft vil det i vann oppstå en kraftig sjokkbølge med påfølgende boblepulser ved sprengning i vann (Aron et al. 1948, Koschinski 2011). En veldig rask trykkøkning, altså kort stigetid, kan være mer skadelig for fisk enn en trykkpuls med lengere stigetid selv om denne har høyere maksimalverdi (Simenstad 1973).

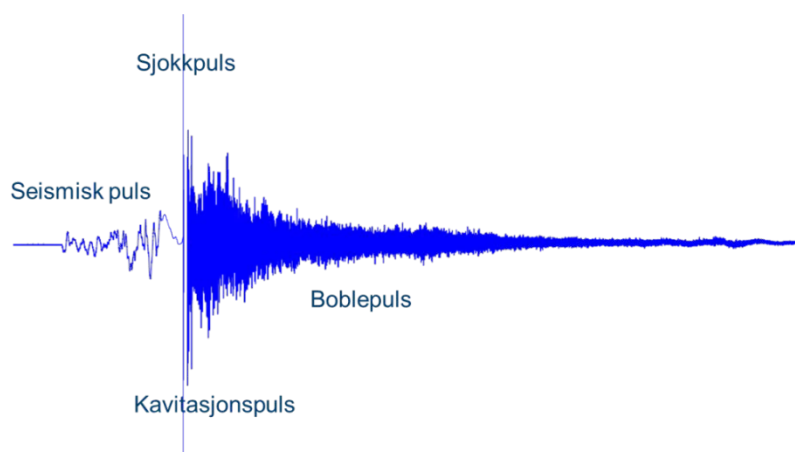
Gassboblen som dannes vil dersom den ikke når overflaten under ekspansjonen, etter hvert trekke seg sammen og begynne å pulsere. Den danner da en mer langvarig lydimpuls. Hvor mange oscillasjoner boblen gjør bestemmes ut fra type og mengde sprengstoff, samt dyp. Videre vil sjokkbølgen som detonasjonen genererer reflekteres av vannoverflaten og den reflekterte sjokkbølgen blir da faseforskjøvet og danner dermed en kavitasjonsbølge med negativt trykk. Det resulterende trykkforløpet med rask trykkøkning etterfulgt av raskt trykkfall er svært destruktivt mot marint liv. Figur 11.1. viser en faktisk måling av trykkforløpet i forbindelse med en detonasjon i vannmassen.

Effekten på marint liv av vibrasjoner og lydforplantning i grunnen fra detonasjoner er noe man bør vurdere, samt ta hensyn til. Ved refraksjonsseismikk brukes små sprengladninger til å generere små seismiske pulser. Effekten av slike undersøkelser kan være relevant å vurdere i forhold til marint liv (Engås et al. 1989). Selv om bergsprengingen ikke har utslag i vann kan denne typen vibrasjon og lydforurensning ha betydning, særlig om den gjentas over tid (Toresen & Sjøvik 2012). Langvarig støyforurensning fra sprenging kan allikevel ikke sammenlignes med olje og gassindustriens seismikkundersøkelser der det vanligvis blir generert en kraftig lydimpuls hvert tiende sekund. Ved vanlige seismiske undersøkelser i sjø brukes i dag ikke eksplosiver men trykkluft og følgelig får trykkpulsen en annen karakteristikk enn ved bruk av sprengstoff.

Hastigheten trykkbølgen forplanter seg i sprengstoffet med kalles detonasjonshastighet og vil variere for de ulike sprengstofftyper. Militære eksplosiver har generelt høyere detonasjonshastighet enn eksplosiver til sivil bruk, slik som bergsprengning. For bergsprenging vil detonasjonshastigheten kunne påvirkes av borehulldiameter (Amundsen 1984) og trykk. Ved økende diameter på sprengstoffet får man, opp til en viss grense, økende detonasjonshastighet

---

(Higgins 1979) noe som utnyttes i militære sjøminer som ofte utformes som en kule for å få maksimal sprengvirkning. Redusert diameter vil gi lavere detonasjonshastighet inntil en vis grense der diameteren blir for liten til at man oppnår detonasjon (Petel et al. 2007). Eksplosivet (Meyer et al. 2002) sin sprengvirkning blir for sivile typer ofte relatert til ANFO (Amonium nitrate fuel oil) sin sprengvirkning med et forholdstall. For militære eksplosiver blir gjerne sprengvirkning oppgitt i TNT-ekvivalenter (Trinitrotoluen), som har en helt annen karakteristikk enn ANFO. Det er viktig å ha klart for seg forskjellene mellom de ulike sprengstofftyper, særlig med hensyn på detonasjonshastighet. Sprengstoff med lavere detonasjonshastighet vil gi et trykkforløp med langsommere stigning og dermed i utgangspunktet være mindre skadelig for marint liv. I noen sammenhenger er derimot den totale energien i pulsen også viktig (NOAA/NMFS 2016).



*Figur 11.1 Målt trykkforløp i forbindelse med detonasjon av stort eksplosivobjekt (500 kg TNT) i vannmassen. Målingene er gjort 500m fra sprengningen. Den seismiske pulsen inneholder infralyd og skyldes lydbølger som forplanter seg gjennom sjøbunnen. Lydhastigheten i grunnen er høyere enn i vann og derfor ankommer denne først. Direkteankomsten av sjokkpulsen etterfølges av en negativ kavitasjonspuls, som skyldes at sjokkpulsen reflekteres i overflaten. Den påfølgende boblepulsen skyldes at gassboblen som dannes. Figuren er modifisert fra Fardal (2005) og gjengitt i Grimsbø & Kvalsheim 2018.*

Ved bergsprengning er det sjokkpulsen som først knuser berget, videre er det gassutviklingen som ytterligere river berget fra hverandre. Forskjellen på detonasjoner av militær ammunisjon og bergsprengning, i tillegg til at detonasjonshastighet er ulik, er at militær ammunisjon som miner oftest sprenges i vannmassen, mens bergsprengning vanligvis innebærer at eksplosivet er boret ned i havbunnen. Ved bergsprengning vil da mye av energien som frigis gå med til å knuse og rive berget fra hverandre.

---

---

### 11.2.1 Innvirkning på marint liv

Det er trykkpulsene fra sprengningen som først og fremst forårsaker direkte skade på marint liv. Det er særlig luft eller gassfylte organer som lettest skades i forbindelse med at trykkpulser fra sprengningen komprimerer gassfylte hulrom, som svømmeblære (Gaspin 1975, Gaspin et al. 1976, Yelverton et al. 1975) på fisk og lunger på marine pattedyr, slik at vev strekkes og avrivninger oppstår med påfølgende blødninger. Forøvrig vil kraftige trykkpulser generelt medføre krefter som kan påføre marint liv skade, ikke minst hørselsskade på marine pattedyr (NOAA/NMFS 2016). I en studie fra Nederland fant man at 88 demolerings-detonasjoner i løpet av ett år vil kunne skade mellom 1280-5450 niser (von Benda-Beckmann et al. 2015). Trykkvirkningen fra detonasjoner vil også ha en negativ innvirkning på egg og tidlige stadier av larver (Faulkner et al. 2006, Wright & Hopky 1998). I Norge regner man ikke med at sprengningsarbeider i sjø vil kunne ha potensiale til å påvirke en fiskebestand (Govoni et al. 2008) på nasjonalt nivå, men lokale populasjoner kan påvirkes, særlig ved gjentatte sprenginger.

Ved sprengningsarbeider i sjø observerer man ofte en del skadet og død fisk flytende i overflaten nærme sprengingsstedet, dette er fisk med svømmeblære der gassen i svømmeblæren fremdeles er i fisken. Skadet fisk uten svømmeblære, eller der gassen fra svømmeblæren har unnsluppet, vil derimot synke og dermed ikke være synlig på overflaten. Fisken kan også svimeslås av en detonasjon og vil da ikke ha normale responser. Bevissthet hos fisk vurderes ut fra øyerull (Kerstin et al. 2002) og målt hjerneaktivitet (Grimsbø 2016, Lamboij et al. 2010). Selv om fisken kan vise tegn til liv kan den allikevel ha fått hjerneskader som er dødelige, siden fiskehjertets fysiologi gjør at det slår også etter at fisken er død og følgelig forsyner muskulaturen med friskt blod. Skader som følge av detonasjoner i sjø kan også oppstå på marine pattedyr (Ketten 1995), dykkende fugl (Yelverton et al. 1973) og annet marint liv, særlig på dyr med indre gassblærer og luftrom som lunger og lignende.

Det observeres ofte vann i svømmeblæren på fisk som har vært utsatt for sprengning (Soldal 1990), dette gjelder særlig arter som har såkalt åpen svømmeblære, som f.eks. laks. Dette antas å ha sammenheng med undertrykket som oppstår som følge av at den initiale trykkpulsens speiling i vannoverflaten med påfølgende kavitasjon (Gaspin & Price 1972). I den grad det suges vann inn i fiskens svømmeblære vil dette kunne føre til nedsatt almenntilstand og økt dødelighet noe tid etter sprengning. Undertrykk og faseendringer av trykkpulsene som følge av speilinger, vil forsterke skadevirkningene av trykkpulsene siden kreftene som oppstår da blir større. Det er også observert at fiskens svømmeblære har sprukket utover (Teleki & Chamberlain 1978), noe som indikerer sterkt undertrykk eller kavitasjon.

For sprengningsarbeider er det i hovedsak sjokkpulsene og boblepulser som utøver direkte skade på marint liv, og i mindre grad ligger miljørisiko i at detonasjonene utløser atferdsresponser eller stressresponser som gir sekundære skadevirkninger. Riktignok vil en enkelt sprengning generere akustisk støy som vil kunne stresse marint liv, men dette vil ikke skape en langvarig stressituasjon slik som ved bruk av seismikk. Lydforurensningen fra detonasjoner vil typisk ligge i et lavt frekvensområde som er hørbart for fisk og pattedyr (Kvadsheim et al. 2017, Popper et al. 2014) og som vil kunne stresse fisk, særlig i forbindelse med gyting men også fisk i oppdrett. For akvakulturanlegg bør det derfor allikevel tas hensyn til mulig støyforurensning

---

---

fra sprengningsarbeider, siden fisken der i utgangspunktet kan være utsatt for stress og en ytterligere stressfaktor kan være det som utløser sykdom og død.

### 11.2.2 Mulige tiltak

Det er ofte vanskelig å si noe konkret om innenfor hvilke avstander det kan forventes skade i forbindelse med sprengningsarbeider, følgelig er det vanskelig å beregne på hvilke avstander det er nødvendig med tiltak. Kvasdheim et al. (2017) oppsummerte nylig kunnskapsstatus om effekter av detonasjoner og andre støykilder på marint liv. Der fremkommer det at ved spissstryknivåer over 210 dB (re  $1\mu\text{Pa}^2$ ) for fisk og 202 dB for sjøpattedyr øker faren for skade (Kvasdheim et al. 2017). Skadepotensialet øker også med minkende individstørrelse (Yelverton et al. 1975). Problemet er ofte at vi ikke har gode modeller for å beregne tryknivåene ved ulike avstander fra en detonasjon, spesielt dersom sprengningen foregår i fjell hvor mye av energien absorberes. Det har i noen tilfeller blitt gjort forsøk på å sette grenseverdier når det gjelder påvirkning fra bergsprenging (Dalen 2012, Hveding 2018), men det er vanskelig å fastslå generelle grenseverdier som gjelder under alle forutsetninger. I Sjøforsvarets reglement for eksplosivrydding under vann (Svendsen 2012), er det innført en generell sikkerhetsavstand til havbruksanlegg på 2nmi. Dette er en svært konservativ terskel og innebærer at man skal vurdere behov for risikoreduserende tiltak dersom sprengningsposisjon ligger nærmere enn dette. Det vanligste tiltaket er da at man hever og tauer eksplosivobjektet til en posisjon som ligger lenger unna eller er skjermet fra oppdrettsanlegg eller annet sårbart området, dette kan være bak et nes, holmer, skjær eller grunt vann. Slik skjerming vil kunne redusere spissstrykket med 25-59 dB avhengig av graden av skjerming (Kjellsby & Kvalsvik 1997), og uten at avstanden er endret. Dersom man i tillegg hever eksplosivobjektet og sprenger det på grunt vann, vil det medføre at den ekspanderende gassboblen vil ventileres mot overflaten og mye av energien forsvinner opp i luften. Dette kan ses som en karakteristisk høy vannsøyde på overflaten. Norske minedykkere er i NATO kjent for å være blant verdens dyktigste til denne type operasjoner, og allierte minedykkere kommer til Norge for å lære. For sprengningsarbeider innen bygg og anleggsvirksomhet er det ikke like enkelt å oppnå skjerming av sprengningsstedet eller ventilasjon av detonasjonen. Men det bør allikevel vurderes om det er mulig å lage salveplaner som utnytter batymetrien omkring sprengningsstedet til å dempe trykkbølgene som oppstår.

Et tiltak som er mye brukt både i forbindelse med sprengninger i fjell og i vannmassen er å sette av en eller flere fenghetter eller en mindre ladning før hovedsalven for å skremme bort fisk, marine pattedyr og lignende. Det er derimot ingen gode studier som viser om dette faktisk virker, derfor brukes dette bare i liten grad i Norge.

En annen effektiv metode for å skjerme sprengningsstedet er bruk av boblegardin, også kalt luftgardin. 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, Keevin et al. 1997, Schmidtke 2010). Nyere publiserte resultater fra praktisk bruk av boblegardin viser en reduksjon på 12dB i trykkbølgens maksimale spissverdi sammenlignet med sprenging uten en slik gardin (Grimsbø & Kvasdheim 2018). Denne publikasjonen viser også en betydelig reduksjon i lydtrykk i det frekvensområdet



---

---

som er hørbart for fisk når man bruker boblegardin. Der er imidlertid et behov økt kunnskap i forhold til optimal plassering og utforming av boblegardiner.

Trykkpulsens amplitude er bestemt av salve/landingsstørrelse og sprengstoffkarakteristikk, eller kombinasjon av sprengstofftyper. Ved å redusere salve/ladningsstørrelse vil den skadelige trykkpulsens maksimaltrykk bli redusert. Dette er mulig å gjøre ved å dele en salve opp i mindre delladninger som avfyres sekvensielt ved hjelp av såkalte millisekundtennere. For å igangsette en detonasjon er man avhengig av en tennsats, gjerne kalt tenner, millisekundtennere er da tennsatter oppdelt i serier med et gitt antall millisekunds forsinkelse. Man bør da etterstrebe en minst mulig ladningsstørrelse på hver delladning og gjerne ha ca. 20 millisekunds forsinkelse mellom hver. Ut over å redusere maksimaltrykket er hensikten med tidsforsinkelsen å plassere delladningen sin spissstrykk i foregående delladnings trykk minimum. Det bør ved utarbeidelse av salveplan gjennomføres en analyse av de ulike delladningers tidsforsinkelse. Ved for liten tidsforsinkelse mellom delladningene får man ikke den tilsiktede effekt og skader vil lettere kunne oppstå. Ved bergsprenging i sjø er det for øvrig viktig at man har tilstrekkelig overdekning i borehullene slik at sprengstoffet ikke kommer i direkte kontakt med vannet omkring, dette begrenser forplantingen av sjokkpulsen som genereres. Hovedformålet med bergsprenging er å bruke energien og gassen som frigjøres i detonasjonen til å sprekke opp og rive løs fjellet. Trykket som forplanter seg til vannmassene er egentlig energi på avveier som man bør søke å begrense i form av nøyaktig beregnede salveplaner, men det er allikevel unngåelig at noe forplanter seg ut i vannmassene.

Trykket som oppstår som følge av detonasjonen vil for uten sprengstoffmengde også være avhengig av detonasjonshastighet. Valg av sprengstofftype og andre tiltak som reduserer detonasjonshastighet vil derfor være gunstig i forhold til 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 dets sammensetning slik at de ikke detonerer. Sprengstoff som ikke detonerer ved initiering kalles forsager og kan representere en forurensning av det marine miljø, særlig med tanke på nitrogenforbindelser.

Trykkbølgene i vannet som oppstår som følge av en sprengning vil kunne speile seg i overflaten og endre fase. En slik speiling vil, som tidligere nevnt, skape et undertrykk og kavitasjon (Figur 11.1) som kan medføre langtidsskade på fisk og pattedyr. Slike uheldige speilinger i overflaten vil lettest oppstå når det er godt vær med blank sjø. Krusninger i overflaten og urolig sjø vil derimot bidra til å dempe trykkpulser og lyd fra sprengningen.

Dersom mulig bør man også unngå detonasjoner åpent i vann, siden denne type sprenginger gir langsom demping av sjokkbølgen i forhold til avstand. Ved detonasjoner brukt i forbindelse med utfyllinger i vann bør disse anbringes i rør i fyllingen, som beskrevet av Aabøe et al. (2014), fremfor å plassere ladningene åpent på fyllingsfot. Ved bergsprenging i vann er det viktig med tilstrekkelig fordemning i borehull slik at energien fra detonasjonen går med til å bryte løs fjellet og ikke forplanter seg direkte ut i vannet.

---

---

Ved gjentatte sprenginger på samme sted må man i større grad vurdere de negative effektene av støy fra sprengningsarbeidet. Særlig gjelder dette om man er nærme aktive gytefelt, kasteplasser for sel og lignende samt i nærheten av oppdrettsanlegg.

I forhold til lokale gytefelt nærme et sprengingssted bør det tas hensyn til mulighetene for direkte skade på fisk, men også egg, larver og yngel. Det hersker noe usikkerhet om hvordan egg, larver og yngel skades i denne sammenheng. Det er en mulighet for at sjokkbølger og vibrasjoner som forplanter seg gjennom grunnen og så over i sjø kan ha en negativ innvirkning, men dette er ikke med sikkerhet påvist. Igjen er dette med planlegging av tidspunkt for når sprengingen gjennomføres av største viktighet og man bør unngå denne type aktivitet rett før, under og like etter at gyting foregår. Det samme gjelder for selkolonier og i områder der man forventer kasting.

Rådgivningen sitt hovedanliggende blir derfor lokale områder med høy tetthet av fisk og sjøpattedyr, slik som lokale fiskebestander, lokale gytefelt, selkolonier, akvakulturanlegg og lignende.

### **11.3 Anbefalte retningslinjer for detonasjoner i norske farvann**

Både Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) og Havforskningsinstituttet (HI) bidrar med råd til Norske myndigheter i saker som angår sprenging i eller nær tilknytning til sjø. I utgangspunktet har FFI fokus på å gi råd til militære myndigheter og HI til sivile, men i praksis samarbeider disse institusjonene på tvers av disse skillelinjene. I motsetning til forvaltningsrådgivningen om seismikk (kap 10) og sonar (kap 11), hvor det er klare prosedyrer for hvordan forskningsmiljøene skal bidra med sin kompetanse inn mot forvaltningen, er rådgivningen inn mot detonasjoner mye mer tilfeldig og ad hoc.

Forsvaret foretar sprengninger av militær ammunisjon i forbindelse med øvelser eller demolering av krigsetterlatenskaper. I den sammenheng rådfører de seg ofte med FFI for en vurdering av hvorvidt eksplosivobjektet bør flyttes, eller dersom det ikke kan flyttes om spesielle tiltak er nødvendige. Rydding av gamle eksplosiver er ikke ansett som del av forsvarets ordinære virksomhet som er tillatt i medhold av forurensningsloven, og slik aktivitet krever derfor grundig risikovurdering og tillatelse fra miljømyndighetene på lik linje med sivile sprengninger (Miljødirektoratet 2017). Aktuelle sivile sprengningsarbeider som HI gir råd om kan være utbedring av skipsleder og andre arbeider der hele eller deler av sprengingen foregår i sjø eller har utslag i sjø, samt refraksjonsseismikk. Det er gjerne Fiskeridirektoratet, Kystverket eller Fylkesmannsembete som sender saker angående bergsprengning i sjø til HI for uttalelse. Et generelt problem er at man kommer sent inn i prosessene i forhold til å gi innspill slik at anleggsarbeidet kan planlegges på en måte som skåner marint liv.

Sjøforsvaret har et internt reglement for eksplosivrydding (Svendsen 2012), som også til en viss grad omhandler miljørisiko. Ikke-militære operasjoner som medfører detonasjoner under vann reguleres som mudring (Miljødirektoratet 2018). Dette innebærer at tiltakshaver søker Fylkesmann om Mudre- og dumpetillatelse. Tillatelsen inneholder vilkår for gjennomføring. I

---

---

kompliserte saker er det Miljødirektoratet som behandler saken. Detonasjoner er ikke mudring og regelverket for mudring er ikke et hensiktsmessig regelverk for å regulere undervannsdetonasjoner. Et slikt regelverk som er utarbeidet for et annet formål vil ikke sikre at de riktige tingene vurderes i forkant av tiltaket, samtidig som det påfører tiltakshaver en rekke krav som er irrelevante. Det bør derfor utarbeides en egen veileder med hvilke risikovurdering som skal gjøres, definerte grenseverdier og risikoreducerende tiltak i forbindelse med detonasjoner.

I utgangspunktet skal alle sprengningsarbeider som gjennomføres, det være seg både sivile og militære, ha et samfunnsnyttig formål. Med det menes at den samfunnsnyttige gevinsten ved å gjennomføre sprengningsarbeidet, eller detonasjonen, overstiger ulempene denne har for miljøet. Ut fra et slikt resonnement er det viktig å begrense skadene og ulempene sprengningsarbeidet gir, noe som er et mål for rådgivningen. Det er et generelt problem, særlig i forbindelse med anleggsvirksomhet, at de råd som gis kommer sent inn i prosessene i forhold til planleggingen av prosjektenes fremdrift. For å minimalisere de uheldige effektene ville det vært en fordel at krav om hensyntagen til marint liv ble implementert i både «beste praksis» og gjeldene standarder for planlegging av sprengningsarbeider, slik som Norsk Standard (2012). Å implementere tiltak for å redusere skadevirkningene av et sprengningsarbeid tidlig i planleggingen av et prosjekt, gjør man lettere oppnår et tilfredsstillende forhold mellom ulemper og den samfunnsnyttige gevinst.

Det bør altså etableres en mer strukturert saksbehandling i forbindelse med tillatelse til å gjennomføre detonasjoner. Miljødirektoratet (2017) har også påpekt at det er behov for mer systematiske risikovurderinger og avbøtende tiltak i forbindelse med sprengninger under anleggsvirksomhet i sjø. Denne saksbehandlingen bør beskrives i en egen veileder for undervannsdetonasjoner. Forskningsmiljøene på FFI og HI kan bidra med den kunnskap de har, men det er store kunnskapshull ift propagasjon av sjokkbølger i kompliserte marine miljø, grenseverdier for skade på marint liv og effekten av risikoreducerende tiltak (Grimbø & Kvadsheim 2018). Slike tiltak kan være sekvensiell sprengning, bruk av boblegardin eller tiltak for å skremme bort fisk og pattedyr fra området før man sprenger. Dersom ladningen kan flyttes vil sprengning på grunt vann og i lukkede området som skjermer for propagasjon av sjokkbølgen være effektive risikoreducerende tiltak.

## 11.4 Referanser

- Aabø R, Dolva BK, Olsen S-E, Myhre Ø, Oset F, Vaslestad J, Frydenlund TE (2014) Grunnforsterkninger, fyllinger og skrånninger. *Håndbok V221 i Statens vegvesens håndbokserie. 2. opplag. ISBN 9788272076503*
- Amundsen J (1984). Emulsjonsslurry – erfaringer med borhulsdiameter 2 1/2" – 4". *Fjellsprengingsteknikk, berg-mekanikk, geoteknikk, Norsk jord -og fjellteknisk forbund, p. 6.1- 6.18.*
- Aron AB, Slifko JP, Carter A (1948). Secondary Pressure Pulses Du 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 GN (2018). Vurdering av støy i forbindelse med undervannsekspløsjoner i Båtsfjord, april 2018, *Akvaplan-niva, report no.* 60306-01.
- Cole RH (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 (2012). Utredning for Statens Vegvesen, region vest tilknyttet prosjektet «Tunnel Fv7, Haukanesberget, Granvin» *Havforskningsinstituttet.*
- Domenico SN (1982a). Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water-Part I History and theory. *Geophysics, VOL. 47, NO. 3, p.345-353.*
- Domenico SN (1982b) Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water-Part II: Field experiment. *Geophysics, VOL. 47, NO. 3, 354-375.*
- Eliassen RA, 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 AV (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 mineekspløsjoner – Virkninger på området for planlagt småbåthavn i Østhusvik. *Forsvarets forskningsinstitutt, FFI/RAPPORT-05/03326.*
- Faulkner SG, Tonn WM, Welz M, Schmitt DR (2006). Effects of Explosives on Incubating Lake Trout Eggs in the Canadian Arctic. *North American Journal of Fisheries Management, 26:4, p.833-842.*
- Gaspin JB, Price RS (1972). The underpressure field from explosions in water as modified by cavitation. *Naval ordnance laboratory, Wite Oak, Silver Spring, Maryland, USA*
- Gaspin JB (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 JB, Wiley ML, 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.*
- Govoni JJ, West MA, Settle LR, Lynch RT, Greene MD (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 & Kvalsheim PH (2018). Sprengningsarbeid 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 XC (1979). Detonation velocity/diameter relation in gelled explosive with inert inclusions, *American Institute of Physics, AIP Conference Proceedings.*

- 
- 
- Hveding ØP (2018). Sprengningsarbeid i Hagavika og mulig effekt på fisk. *Norconsult, Oppdr.nr. 5164410, Dok.01, Ver.J02.*
- Johnsen GH, Kålås S, Kambestad A (1994). Vurdering av skader på fisk ved undervannssprenginger i Raudbergbukta i Lærdal, Erfaringer fra sprengningsarbeidene høsten 1993 og våren 1994, *Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 139.*
- Keevin TM, Hempen GL, Schaeffer DJ (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 SC, Van de Vis JW, Robb DHF (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 DR (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 JH (2016). Undervannsdetonasjoner – en kort innføring. *Forsvarets forskningsinstitutt, FFI-rapport, 16/01500.*
- Kjellsby E (1993). Akustisk eksponering av fisk ved undervannssprenginger, *Forsvarets forskningsinstitutt, FFI/rapport-93/2004.*
- Kjellsby E, Kvalsvik K (1997). Begrensning av skade på marin fauna ved undervannssprenginger, *Forsvarets Forskningsinstitutt, FFI/rapport-97/04847.*
- Koschinski S (2011). Underwater Noise Pollution From Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marina Vertebrates and Its Mitigation. *Marine Technology Society Journal, vol. 45, nr. 6, p. 80-88.*
- Kvadsheim PH, Sivle LD, Hansen RR, Karlsen HE (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>
- Lambooij E, Grimsbø E, van de Vis JW, Reimert HGN, 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.*
- 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/>
- NOAA/NMFS (2016). Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. *U.S. Dept. of Commerce., National Oceanic and Atmospheric Administration - National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFSOPR-55, p.178.*
- Norsk Standard (2012). Standarder for vibrasjoner og støt. *NS 8141-serien.*

- 
- Petel OE, Mack D, Higgins AJ, Turcotte R, Chan SK (2007). Minimum propagation diameter and thickness of high explosives. *J. Loss Prev Process Ind* 20(4-6): 578-583.
- Popper AN, Hawkins AD, Fay RR, Mann DA, Bartol S, Carlson TJ, Coombs S, Ellison WT, Gentry RL, Halvorsen MB, Løkkeborg S, Rogers PH, Southall BL, Zeddies DG, Tavolga WN (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.*
- 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 CA (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.*
- Soldal AV (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 GC, Chamberlain AJ (1978). Acute Effects of Underwater Construction Blasting on Fishes in Long Point Bay, Lake Erie. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 35(9), p.1191-1198.*
- Toresen R, Søvik G (2012). Anmodning om faglig innspill i Engsbøsaken, *Havforskningsinstituttet, Ref. 2009/1183, arkiv.nr. 008, løpenr. 1444/2012.*
- Trettenes V (2006). Effekter av undervannsprenginger på torsk *Gadus Morhua*. Observasjoner fra sprengingene ved Nedre Stedje i Sogndal kommune 2005. Litteraturstudium over tidligere arbeid. *Høgskulen i Sogn og Fjordane, N-Nr. 6/2006.*
- von Benda-Beckmann AM, Aarts G, Sertlek HO, Lucke K, Verboom WC, Kastelein RA, Ketten DR, van Bemmelen, R, Lam F-PA, Kirkwood RJ, Ainslie MA (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 DG, Hopky GE (1998). Guidelines for the Use of Explosives In or Near Canadian Fisheries Waters. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2107.*
- Yelverton JT, Richmond DR, Fletcher ER, Jones RK (1973). Safe distances from underwater explosions for mammals and birds. *Lovelace Foundation for Medical Education and Research, Albuquerque NM 87108, AD-766 952.*
- Yelverton JT, Richmond DR, Hicks W, Saunders K, Fletcher ER (1975). The relationship between fish size and their response to underwater blast. *Lovelace Foundation for Medical Education and Research, Albuquerque NM 87108, DNA 3677T.*

---

---

## 12 Oppsummering og anbefalinger

Med bakgrunn i arbeidet med rapporten har arbeidsgruppen laget en kort punktliste som oppsummerer kunnskapen om effekter av undervannstøy på havmiljø. Vi har også oppsummert hva vi mener er de viktigste forskningsbehovene for å oppnå en mer kunnskapsbasert forvaltning og vi har gitt noen anbefalinger om nødvendige forvaltningstiltak slik vi ser det med forskerøyne.

### 12.1 Oppsummering av ny kunnskap om effekter av undervannstøy

- Skadeeffekter på sjøpattedyr: Kraftige lydkilder som militære sonarer, seismikk og detonasjoner under vann vil kunne påføre pattedyr direkte skade. Hørselsorganet er mest sårbart, men direkte skade vil være begrenset til det umiddelbare nærområdet rundt lydkilden. Risiko for hørselskade avhenger av både kildenivå og frekvensinnhold og art (funksjonell hørselsgruppe). For en bestemt lydkilde og art vil både det maksimale lydnivået dyret utsettes for og varigheten til hele lydeksponeringen (energi) være viktig. Høyfrekvente hørselsspesialister som nise og delfiner peker seg ut som spesielt sensitive arter med laveste terskelverdier for hørselskade.
- Skadeeffekter på fisk: Skader kan oppstå hvis fisk er nær en kraftig lydkilde. Detonasjoner har det største skadeomfanget, men skjer ikke så ofte og er spredt i tid og rom. Ved seismikk og pøling opptrer skade kun nært kilden, det er derfor lite sannsynlig at skader på fisk som følge av lyd vil gi konsekvenser på bestandsnivå. Hørselsskader hos fisk er midlertidige, fordi fisk i motsetning til pattedyr regenererer skadede sanseceller, men skader på svømmeblæren eller indre organ kan være dødelige.
- Atferdseffekter på sjøpattedyr: Atferdsresponsen på sonar hos sjøpattedyr er veldokumenterte, mens det er gjennomført langt færre studier av atferdsresponsen på seismikk hos pattedyr til tross for at omfanget av seismikk er langt større enn for sonar i norske farvann. Terskelen for og omfanget av responsen varierer mellom artene og er situasjonsbetinget. Nebbhval, nise, spekkhogger og vågehval er forholdvis sensitive (reagerer sterkt og på lave nivåer), mens knølhval, grindhval og spermhval er mindre reaktive. Typiske responsen er unnvikelse eller at viktig biologisk aktivitet som beiting, pass av avkom, hvile og kommunikasjon mellom individer kan bli avbrutt eller forstyrret. Vi vet lite om hvordan slike responsen eventuelt kan føre til konsekvenser på bestands- og populasjonsnivå over tid. Det kan ikke utelukkes at bruk av militære sonarer og seismikk kan gi populasjonseffekter. Sannsynligheten for dette vil avhenge av eksponeringsomfanget og hvor/når slike lydkilder brukes i relasjon til tettheten av sårbare arter og biologisk kontekst.
- Atferdseffekter på fisk: De fleste menneskeskapt lydkilder er lavfrekvente, som er det frekvensområdet hvor fisk hører best. Det er påvist at støy, og spesielt kontinuerlig støy, kan påvirke atferd som beiting, reproduksjon og anti-predator atferd hos fisk, noe som

---

---

kan tyde på at støy kan ha effekter på populasjonsnivå, men det er fortsatt et kunnskapshull om hvordan lokale effekter innvirker på populasjonsnivå hos fisk.

- Effekter på sjøfugl: Kunnskapsunderlaget om mulige effekter fra marin støy på sjøfugl er begrenset. Slike effekter kan likevel ikke utelukkes, og siden mange arter av sjøfugl er truede arter, bør kunnskapsnivået økes. Det er mulig at undervannstøy kan påvirke dykkende fuglers mulighet til jakt og predatorunntvikelse under vann. Kanskje mer sannsynlig, og påvist hos pingviner, er det at plutselig støy (f.eks. seismikk) kan påvirke fuglenes atferd eller atferden til byttedyrene. Slike atferdsresponser hos fugl eller byttedyr kan minske tilgangen på mat, eller øke kostnaden for næringssøk, med mulige effekter på hekkesuksess.
- Effekter på evertebrater: Det er en ujevn kunnskapsstatus mellom de forskjellige grupper evertebrater om hvordan de hører og blir påvirket av lyd, men de studier som finns viser at lyd kan påvirke aktivitetsnivå og hørsel.
- Nye akustiske forurensningskilder: Det utvikles stadig nye teknologier for bruk av lyd under vann. Mange av de nye typene lydskilder som nye metoder for seismikk, akustiske vibratorer og CAS-sonarer har til felles at de har lavere spisstrykk enn konvensjonelle metoder, men energien er ofte den samme, den er bare spredt ut over tid slik at lyden blir mer eller mindre kontinuerlig. Lavere lydnivå minker det berørt området, men at lyden foregår uten pauser kan føre til mer maskering for dyr som oppholder seg i det eksponerte området. Mer forskning trengs på effekter av slike kontinuerlige lydskilder.

## 12.2 Viktigste forskningsbehov

- Det mangler ofte generell biologisk kunnskap om artenes utbredelse og biologi for å kunne gjøre gode risikovurderinger og analyser av mulige effekter på bestandsnivå.
- Kunnskap om hørselsevne hos bardehvaler mangler og det derfor vanskelig å gjøre risikovurderinger om hvordan støy kan påvirke disse hvalene.
- Vi har mye kunnskap om hvordan hørselsevnene skades, men mangler kunnskap om andre type skader. For eksempel om lyd kan føre til dykkersyke hos dyptdykkende pattedyr?
- Det mangler kunnskap om hvordan fisk, egg og larver skades av undervannsdetonasjoner. Risikoanalyser blir dermed usikre. Mer kunnskap om terskler for hørselskade og regenerering av hørsel hos fisk hadde vært nyttig.
- Vi har generelt mye mer kunnskap om hvordan militære sonarer påvirker pattedyr enn hvordan seismikk eventuelt gjør det. Omfanget av bruk av seismiske kilder i norske farvann er derimot mye større enn bruken av militære sonarer, og det er derfor spesielt behov for mer kunnskap om seismikkens innvirkning på fisk og pattedyr.



- 
- 
- Vi trenger mer generell kunnskap om hvilke egenskaper ved lyden som fører til atferdsendringer hos både fisk og pattedyr. Hvordan vil for eksempel mer kontinuerlige lydkilder påvirke dyrene?
  - Med økt bakgrunnsstøy og innføring av mer kontinuerlige lydkilder både innenfor seismikk og militære sonarer vil potensialet for maskering øke. Det er derfor behov for mer kunnskap om maskering, det vil si hvordan støyforurensning påvirker dyrenes evne til selv å bruke lyd til kommunikasjon, navigasjon osv.
  - Vi trenger mer kunnskap om hvordan man kan ekstrapolere fra skalerte eksperimentelle studier av atferdsresponsen til den virkelige verden hvor eksponeringene kan være mye lengre og inkludere flere og kraftigere lydkilder.
  - Vi trenger bedre forståelse for, og videreutvikling av modeller for å predikere hvordan atferdsendringer på individnivå er biologisk signifikante og kan akkumulere til populasjonseffekter.
  - Mange steder, spesielt kystnært vil småbåter (fritidsbåter) dominere støybildet. Vi vet lite og trenger mer kunnskap om hvordan disse påvirker fisk og pattedyr.
  - Det er fortsatt behov for bedre forståelse for sammenhengen mellom dose og respons ift fisk og seismikk – dvs mer sikre terskler for atferdseffekter hos fisk som eksponeres for seismikk slik at man kan gi sikrere råd om negative effekter på både fiskebestander og fiskeri.
  - Vi trenger mer kunnskap om hva sjøfugl hører under vann og hvordan lyd kan påvirke beiteatferd hos dykkende sjøfugl, spesielt truede arter.
  - Nyere studier som viser at zooplankton dør av seismikk på betydelige avstander er kontroversielle fordi de ikke er konsistente med annen kunnskap. Det hadde vært en stor fordel om man hadde replikert slike studier for å bekrefte eller avkrefte resultatene.
  - Vi har en del god del kunnskap om effekter av militære sonarer. Sonarer til sivile anvendelser (ekkolodd, fiskerisonarer og sonarer til forskningsformål som bunnpenetrerende sonarer) opererer på høyere frekvenser og er ikke så langtrekkende, men mange slike systemer har høy effekt, og er i utstrakt bruk. Det trengs derfor mer kunnskap om hvordan slike sonarer kan påvirke havmiljø.
  - Den teknologiske trenden med utvikling av mer kontinuerlige lydkilder både innenfor olje og gass industrien (e.g. eSeismikk og nye skytemønstre) og til militære anvendelser (CAS) innebærer behov for mer kunnskap om effekten av mer kontinuerlige kilder. Dette gjelder både atferdsresponsen og maskeringseffekter.
  - Det har så langt vært mye fokus blant forskere og forvaltere på støy fra anleggsvirksomhet i forbindelse med store vindturbinparker. Nå settes disse parkene i

---

---

produksjon og vi trenger mer kunnskap om hva slags støy som genereres i produksjonsfasen og hva slags effekt denne støyen har på havmiljø.

- Havbruksnæringen sliter med lakselus og eksperimenterer med bruk av akustiske avlusere. Før disse settes i drift i stor skala og stort omfang må man ha mer kunnskap om hvilke effekter slikt utstyr vil kunne ha på fisk, pattedyr og plankton.
- Skipstrafikk bidrar mest til bakgrunnsstøyen, men det bygges stadig nye fartøytyper hvor vi ikke kjenner til hva slags støysignatur de vil ha (elektriske fartøy, diesel-elektriske fartøy, fritidsbåter). Vi trenger oppdatert kunnskap om dette.
- Det er fokus på å etablere bedre monitorering av bakgrunnsstøyen, men dette er mest nyttig dersom man har bedre kunnskap om konsekvensen av økt bakgrunnsstøy. Det er behov for mer kunnskap om dette.
- Vi trenger bedre modeller for hvordan sjokkbølger fra detonasjoner genereres og propagerer i vannvolumet, inkludert effekten av forsinket detonasjon og sprenginger i bunnen.
- Isdekket i Barentshavet er forventet til å minske i nær framtid, og det kommer sannsynligvis til å føre til økt menneskelig aktivitet i området i form av skipstrafikk, seismiske undersøkelser og annen aktivitet. Det trengs en skikkelig utredning av den nåværende bakkgrunnstøynivå og hvordan en økning i støynivået kan komme til å påvirke sårbare områder i Barentshavet.

### 12.3 Anbefalinger - Forvaltningstiltak

- Menneskeskapt støy har ingen overordnet forvaltningsstrategi i Norge. Det hadde vært en stor fordel å få på plass slik at man bedre kunne regulere nye støykilder.
- Vi anbefaler at det etableres en tydeligere saksbehandling i forbindelse med tillatelse til å gjennomføre detonasjoner (mer strukturert saksbehandling). Det hadde vært en fordel med en egen veileder med hvilke risikovurdering som skal gjøres, definerte grenseverdier og risikoreduserende tiltak i forbindelse med detonasjoner. I dag brukes en veileder som har fokus på mudring og detonasjoner er ikke mudring. Referanse til slik veileder må inn i relevant standard for sprengningsarbeid.
- Det nylige innførte kravet om ramp-up/soft start i forbindelse med seismiske undersøkelser (ref Ressursforskriften) bør følges opp med krav om sjøpattedyrobservatører på seismikk-fartøy i områder/perioder hvor det er høy tetthet av sjøpattedyr (Norskehavet og Barentshavet).
- Miljømyndighetene (MD/KLD) bør ta en mer aktiv rolle i forbindelse med regulering av seismikk.

- 
- 
- Norge bør umiddelbart begynne å rapportere impulsiv støyforurensning til OSPAR (sonar, seismikk og detonasjoner).
  - Havbunnseismikk (4D) er mer og mer vanlig – det gir nye utfordringer ift. miljø og fiskeri fordi seismikkselskapene har mindre fleksibilitet ift. hvor/når det skal skytes seismikk. Forskningseksperisen bør involveres tidligere i prosjekteringen i forbindelse med. planlegging av områder hvordan det skal skytes havbunnseismikk over mange år.
  - Det utvikles stadig nye konsepter for hvordan man skyter seismikk. Skytemønster og kildenivå bør fremkomme i melding om seismisk undersøkelse slik at man kan ta hensyn til det i risikovurderingen.
  - Det at man nå skyter stadig mer seismikk i Barentshavet, et miljø med mye høyere tetthet av fisk og pattedyr enn Nordsjøen burde innebære en mer grundig vurdering av effekten av seismikk i forbindelse med forvaltningsplanene. En slik vurdering må også vurdere effekten av gjentatte seismiske undesøkelser i samme området
  - Det bør etableres støyovervåking i norske farvann på samme måte som JOMOPANS i Nordsjøen. En slik overvåking innebærer krav om rapportering av støyforurensning.
  - Militære Sonarer reguleres gjennom et internt regelverk i Sjøforsvaret. Det bør settes krav til at dette regelverket og beslutningsstøtteverktøyet SONATE vedlikeholdes og oppdateres med ny kunnskap.

## About FFI

The Norwegian Defence Research Establishment (FFI) was founded 11th of April 1946. It is organised as an administrative agency subordinate to the Ministry of Defence.

### FFI's MISSION

FFI is the prime institution responsible for defence related research in Norway. Its principal mission is to carry out research and development to meet the requirements of the Armed Forces. FFI has the role of chief adviser to the political and military leadership. In particular, the institute shall focus on aspects of the development in science and technology that can influence our security policy or defence planning.

### FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

### FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

## Om FFI

Forsvarets forskningsinstitutt ble etablert 11. april 1946. Instituttet er organisert som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter underlagt Forsvarsdepartementet.

### FFIs FORMÅL

Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som kan påvirke forutsetningene for sikkerhetspolitikken eller forsvarsplanleggingen.

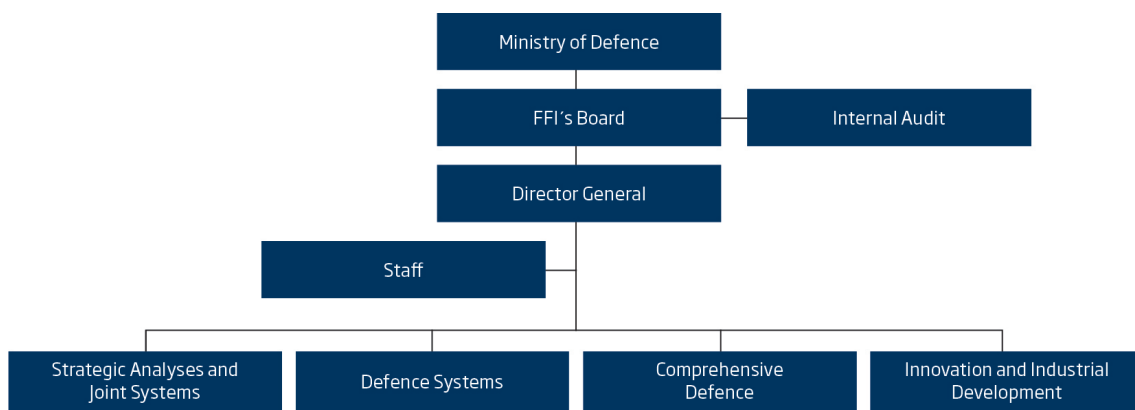
### FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

### FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

## FFI's organisation



**Forsvarets forskningsinstitutt**  
Postboks 25  
2027 Kjeller

Besøksadresse:  
Instituttveien 20  
2007 Kjeller

Telefon: 63 80 70 00  
Telefaks: 63 80 71 15  
Epost: [ffi@ffi.no](mailto:ffi@ffi.no)

**Norwegian Defence Research Establishment (FFI)**  
P.O. Box 25  
NO-2027 Kjeller

Office address:  
Instituttveien 20  
N-2007 Kjeller

Telephone: +47 63 80 70 00  
Telefax: +47 63 80 71 15  
Email: [ffi@ffi.no](mailto:ffi@ffi.no)