



FFI-RAPPORT

17/00075

Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø

rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus

—

Petter H. Kvadsheim¹

Lise D. Sivle²

Rune Roland Hansen³

Hans Erik Karlsen³

¹Forsvarets forskningsinstitutt

²Havforskningsinstituttet

³Universitetet i Oslo

Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø

rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus

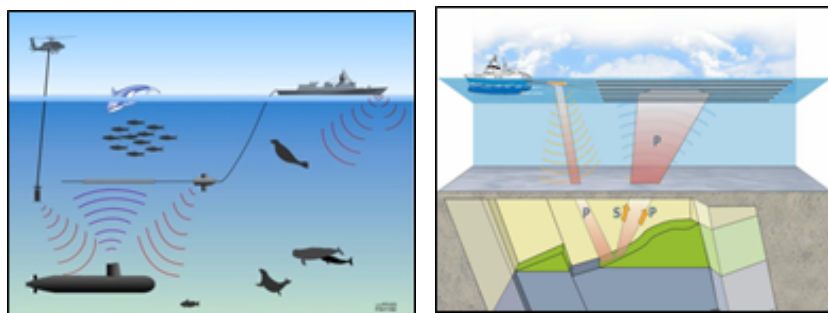
Petter H. Kvadsheim¹

Lise D. Sivle²

Rune Roland Hansen³

Hans Erik Karlsen³

¹ Forsvarets forskningsinstitutt, ² Havforskningsinstituttet, ³ Universitetet i Oslo



Emneord

Miljøpåvirkning

Støy

Sonar

Seismikk

Detonasjon

Fisker

Hvaler

FFI-rapport

FFI-RAPPORT 17/00075

Prosjektnummer

524701

ISBN

P: ISBN 978-82-464-2878-9

E: ISBN 978-82-464-2879-6

Godkjent av

Torgeir Svolsbru, *forskningsleder Havmiljøkartlegging*

Elling Tveit, *avdelingssjef Maritime systemer*

Sammendrag

Menneskelig aktivitet har ført til en betydelig økning av støynivået i havet. Økningen i bakgrunnsstøynivået skyldes primært økt skipsfart, som kan maskere dyrenes evne til akustisk kommunikasjon, til å finne og fange næring samt orientere seg. Forekomsten av kraftige lydpulser fra seismikk, militære sonarer, detonasjoner og pæling kan påføre dyr direkte skade og atferdsendringer. Internasjonale miljøavtaler setter krav til at Norge både rapporterer og forvalter støyforurensing på en forsvarlig måte. Til tross for den negative konjunkturen i oljebransjen er seismikkaktiviteten i norske farvann fortsatt høy. Det er økende petroleumsaktivitet i områder lenger nord, der tettheten av sjøpattedyr er større. I disse områdene vil seismikken kunne komme i berøring med nye arter i et miljø hvor viktig biologisk aktivitet er veldig sesongbetont og hvor støy blir en tilleggsfaktor på toppen av klimaendringer eller andre menneskeskapte belastninger. Kunnskapsstatus og kunnskapsmangler knyttet til støy skal også rapporteres i forbindelse med oppdateringen av det faglige grunnlaget for Forvaltningsplanen i Barentshavet og Lofoten. Miljødirektoratet har derfor fått i oppdrag fra Klima- og Miljødepartementet å oppsummere kunnskapsstatus og behovet for forvaltningstiltak. Et ekspertpanel fra FFI, Havforskningsinstituttet og Universitetet i Oslo har gjennomgått sentral litteratur og med vekt på nyere studier oppsummert kunnskapsstatus innenfor temaer som direkte skade og fysiologiske effekter som følge av støy, atferdsendringer, maskering og potensielle effekter på populasjoner og bestander. Kunnskap om slike effekter på både fisk, sjøpattedyr og evertebrater er vurdert. I tillegg til en gjennomgang av nyere litteratur er det laget en kort punktvis oppsummering av kunnskapsstatus innenfor hvert tema. Vi har ikke vurdert behov for reguleringstiltak.

Kunnskapen om hvordan havmiljø kan bli påvirket av menneskeskapt støy har økt betydelig de siste 10-15 årene. Likevel er det fortsatt lite konkret kunnskap om hvordan støypåvirkning over tid, gjerne sammen med andre stressfaktorer, kan påvirke bestander av sårbare arter. Forvaltningen av støyforurensing må derfor fortsatt baseres på vurderinger av risiko, usikkerhet og potensialet for slike effekter. Vi har forsøkt å lage en overordnet oppsummering på tvers av hele problemkomplekset – effekter av menneskeskapt støy på havmiljø. Denne oppsummeringen er selvsagt ikke fullstendig, men vi har forsøkt å få frem overordnede fakta og problemstillinger som burde ha spesiell relevans i forvaltningen av støyforurensing. Dette er vår tipunktliste som i stort oppsummerer kunnskapsstatus:

1. Skade fra sonar og seismikk: Både seismikk og militære sonarer kan gi direkte skade på fisk og pattedyr. Spesielt følsomt er hørselsorganet. Skadeomfanget er imidlertid begrenset til nærområdet noen hundre meter fra kilden. Skadeeffekter vil sannsynligvis ikke gi noen populasjonseffekter. Avbøtende tiltak som soft start, innføring av sikkerhetssone og sjøpattedyrobservatører kan redusere risikoen for enkeltindivider og populasjoner ytterligere.
2. Skade fra undervannsdetonasjoner: Detonasjoner kan føre til direkte skade på både fisk og pattedyr over relativt lange avstander, avhengig av ladningstørrelsen. Vi har fortsatt

store mengder eksplosive krigsetterlatenskaper i norske farvann som må ryddes, og det foregår periodevis anleggsvirksomhet som medfører betydelig sprengningsaktivitet lokalt. Miljøriskovurderingene i forbindelse med slik aktivitet har vært mangelfull og bør forbedres for å unngå konsekvenser på lokale bestander av fisk, pattedyr og evertebrater.

3. Atferdsresponses fisk — sonar: Fisk reagerer i liten grad på militære sonarer, hovedsakelig fordi disse opererer i et frekvensbånd som fisk ikke hører særlig godt eller ikke hører i det hele tatt. Studier viser at effekter på bestander er svært lite sannsynlig.
4. Atferdsresponses sjøpattedyr – sonar: Atferdsresponses på sonar hos sjøpattedyr er veldokumenterte. Terskelen for og omfanget av responses varierer mellom artene og er situasjonsbetinget. Typiske responses 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 responses eventuelt kan føre til konsekvenses på bestands- og populasjonsnivå over tid. Det er alminnelig anerkjent at bruk av militære sonarer potensielt kan gi populasjonseffekter. Sannsynligheten for dette vil avhenge av eksponeringsomfanget og hvor/når sonarene brukes i relasjon til tettheten av sårbare arter.
5. Atferdsresponses sjøpattedyr – seismikk: Det er gjennomført langt færre studier av atferdsresponses på seismikk hos pattedyr til tross for at omfanget av seismikk er langt større enn for sonar. De mest omfattende studiene av nyere dato har fokusert på arter som ikke er spesielt sensitive for hverken sonar eller seismikk (knølhval og spermhval). Nise og grønlandshval unnviker områder med seismikkaktivitet, men returnerer raskt når aktiviteten avtar. Hos flere arter av bardehval er det påvist at seismikk forstyrrer kommunikasjonen mellom individene på lange avstandes. Vi vet lite om den biologiske relevansen til slike atferdsendringes. Ut fra det vi vet om responses hos pattedyr til andre lydkilder, bør man anta at atferdsresponses kan ha potensial til å gi populasjonseffekter hos enkelte arter og i visse situasjoner. Dette vil avhenge av eksponeringsomfanget.
6. Atferdsresponses fisk — seismikk: Studier viser at fisk kan endre atferd i områder med seismikkundersøkelser. Dette kan påvirke fiskens energibalanse og fiskerienes fangsteffektivitet. Det mangler kvantitative studier av terskelverdies for responses hos mange arter av fisk, og det er derfor vanskelig å vurdere omfanget av slike effekter.
7. Sårbare arter av pattedyr: Nebbhval ser ut som en særskilt sårbar art av pattedyr. Studier har vist omfattende habitatsunnvikelse og ekstrem dykkeatferd som kan øke risikoen for strandinger når de eksponeres for signaler fra militære sonarer. Nise, spekkhogger og vågehval viser også unnvikelse ved lavere nivåer enn mange andre arter. Det er mer usikkert om seismikk har samme negative påvirkning som sonar, men i utgangspunktet må man anta at det kan være tilfelle.

-
-
8. Effekter på evertebrater: Hørselssansen hos enkelte arter blekksprut er like god som hos fisk, og deres atferdsresponser på lyd ligner også dem man ser hos fisk. Det er dokumentert at seismikkundersøkelser kan føre til barotraumer og strandinger hos blekksprut. Visse krepsdyr kan også oppfatte lyd, men for mange grupper/arter er det lite eller ingen kunnskap om dette. Det er generelt lite kunnskap om hvilke effekter støy kan ha på evertebrater, men både bløtdyr og krepsdyr 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.
 9. Bakgrunnsstøy – maskering: Nivået av bakgrunnsstøy i havet har økt betydelig de siste tiårene. Dette skyldes først og fremst økt skipstrafikk. Økt bakgrunnsstøy vil kunne gi økt fysiologisk stress, i tillegg til at dyrenes egen evne til å kommunisere med hverandre, finne mat og orientere seg maskeres.
 10. Populasjonseffekter: Støy er en av flere menneskeskapte stressfaktorer for livet i havet, og vi vet veldig lite om den samlede effekten av disse faktorene. Populasjonseffekter og akkumulerte effekter er et internasjonalt fokusområde hvor det er etablert konseptuelle modeller, men hvor det foreløpig er lite konkret kunnskap.

Innhold

Sammendrag	3
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn for rapporten	9
1.2 Lyd i vann	10
1.3 Relevante støykilder	12
1.4 Hørsel hos fisk og sjøpattedyr	16
1.5 Miljøeffekter av støy	19
2 Skadeeffekter på sjøpattedyr	22
2.1 Hørselsskader	22
2.2 Andre type skader	26
2.3 Oppsummering av kunnskapsstatus	29
3 Skadeeffekter på fisk	31
3.1 Hørselsskader	31
3.2 Sonar	32
3.3 Seismikk	32
3.4 Detonasjoner	33
3.5 Oppsummering av kunnskapsstatus	34
4 Atferdsendringer hos sjøpattedyr	35
4.1 Sonar	35
4.2 Seismikk	37
4.3 Andre støykilder	40
4.4 Oppsummering av kunnskapsstatus	41
5 Atferdseffekter på fisk	46
5.1 Hva slags lyd reager fisk på	46
5.2 Seismikk	48
5.3 Sonar	50
5.4 Skipsstøy	51
5.5 Oppsummering av kunnskapsstatus	52

6	Effekter på evertebrater	55
6.1	Bløtdyr (mollusker)	55
6.2	Tifotkreps (decapoder)	56
6.3	Mysider	57
6.4	Andre grupper av evertebrater	57
6.5	Oppsummering av kunnskapsstatus	58
7	Populasjonseffekter og akkumulerte effekter	59
7.1	Oppsummering av kunnskapsstatus	62
	Referanser	63

Forord

I 2009 vurderte Miljødirektoratet at dersom seismikkaktiviteten gjøres utenom gytefelt og gyteperiode, vil den ikke medføre nevneverdige skader eller ulemper for miljøet i havet, og kan finne sted uten tillatelse etter Forurensningsloven. Miljødirektoratet har derfor til nå ikke regulert seismikkundersøkelser på norsk sokkel. Seismikkaktiviteten er høy, og det er økende petroleumsaktivitet i områder lengre nord med større tetthet av sjøpattedyr, også i områder der vi ikke har oversikt over aktiviteten til disse. Seismikk vil dermed kunne komme i berøring med nye arter, i et miljø hvor viktig biologisk aktivitet er veldig sesongbetont, og hvor støy blir en tilleggsfaktor på toppen av klimaendringer eller andre menneskeskapte belastninger. Usikkerhet knyttet til mulige negative innvirkninger av seismikk spesielt på sjøpattedyr, gjør at det er behov for å drøfte problemstillingen i lys av nyere kunnskap og vurdere behovet for regulering av aktiviteten på nytt. Som et ledd i prosessene over har Miljødirektoratet bedt FFI med bistand fra Havforsknings-instituttet og Universitetet i Oslo om å få på plass en rapport om kunnskapsstatus om effekten av menneskeskapt lyd på havmiljø. Denne rapporten presenterer overordnet kunnskap om effekter av ulike typer undersjøisk støy på ulike arter/grupper. Vi peker på viktige kunnskapshull, men har ikke gått inn på behovet for konkrete forvaltningstiltak.

Takk til Eva Degré og Håvard Røstad, Miljødirektoratet, for et spennende oppdrag og for innspill underveis. Takk også til Grete Sørnes ved Biologisk stasjon i Drøbakk, og Ålov Synnøve Runde ved FFI for gjennomlesning og korrektur.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for rapporten

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). De støykildene som bidrar mest til dette er skipsfart, seismiske undersøkelser etter olje og gass og militære sonarer (Richardson et al. 1995). Nesten alle høyerestående marine organismer bruker lyd enten 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. I USA er tiltak allerede innført (NOAA 2016), og EU følger nå etter gjennom innføring av Marin Strategi direktivet (indikator 11) (Dekeling et al. 2014). Også Norge er forpliktet gjennom internasjonale miljøavtaler som Oslo-Paris konvensjonen og Biodiversitets-konvensjonen til å vurdere behovet for forvaltningstiltak. Per i dag er det få eksisterende reguleringstiltak knyttet til støyforurensing i Norge. Forsvaret har utviklet et verktøy for planlegging av sonaroperasjoner, og har innført restriksjoner i områder og perioder med høy tetthet av sjøpattedyr. I forbindelse med at norske myndigheter gir tillatelse til å gjennomføre seismiske undersøkelser, gjøres det per i dag ingen vurdering i forhold til risiko for å påvirke pattedyr, mens Havforskningsinstituttet fraråder skyting i gyteområder for fisk. Støy er stadig mer omtalt i forvaltningsplanene for våre havområder, men ingen konkrete indikatorer for støyforurensing er foreløpig på plass.

Miljødirektoratet har fått i oppdrag fra Klima- og Miljødepartementet å oppsummere kunnskapsstatus og behovet for forvaltningstiltak. Kunnskapsstatus og kunnskapsmangler knyttet til støy skal også rapporteres i forbindelse med oppdateringen av det faglige grunnlaget for Forvaltningsplanen i Barentshavet / Lofoten.

I 2009 vurderte Miljødirektoratet at dersom seismikkaktiviteten gjøres utenom gytefelt og gyteperiode, vil den ikke medføre nevneverdige skader eller ulemper for miljøet i havet, og kan finne sted uten tillatelse etter Forurensningsloven. Miljødirektoratet har derfor til nå ikke regulert seismikkundersøkelser på norsk sokkel. Seismikkaktiviteten er høy, og det er økende petroleumsaktivitet i områder lengre nord med større tetthet av sjøpattedyr, også i områder der vi ikke har oversikt over aktiviteten til disse. Seismikk vil dermed kunne komme i berøring med

nye arter, i et miljø hvor viktig biologisk aktivitet er veldig sesongbetont, og hvor støy blir en tilleggsfaktor på toppen av klimaendringer eller andre menneskeskapte belastninger. Usikkerhet knyttet til mulige negative innvirkninger av seismikk spesielt på sjøpattedyr, gjør at det er behov for å drøfte problemstillingen i lys av nyere kunnskap og vurdere behovet for regulering av aktiviteten på nytt.

Som et ledd i prosessene over har Miljødirektoratet bedt FFI med bistand fra Havforskningsinstituttet og Universitetet i Oslo om å få på plass en rapport om kunnskapsstatus om effekten av menneskeskapt lyd på havmiljø. Denne rapporten presenterer overordnet kunnskap om effekter av ulike typer undersjøisk støy på ulike arter/grupper. Vi peker på viktige kunnskapshull, men har ikke gått inn på behovet for konkrete forvaltningstiltak. I 2009 nedsatte Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensingstilsyn en forskergruppe som på tilsvarende måte skulle oppsummere kunnskapsstatus (Dalen et al. 2009). Denne gruppens mandat var å fokusere på skremmeeffekter på fisk fra seismiske undersøkelser, selv om man også da var innom hele bredden av problemstillingen. Vi tar utgangspunkt i denne rapporten, og vektlegger nyere litteratur som har kommet etter 2009. Miljødirektoratet har denne gangen bedt oss om å gå særskilt i dybden på kunnskap om effekter av seismikk på sjøpattedyr.

Arbeidsmetoden vi har valgt er en serie med tematiske miniseminar med forfattergruppen. På disse seminarene har vi gått gjennom relevant litteratur, og oppsummert kunnskapsstatus. Selve skrivejobben har vært fordelt mellom forfatterne av rapporten, men for hvert tema har vi sammen kommet frem til en kort punktvis oppsummering som det er enighet om. Denne oppsummeringen er selvsagt ikke uttømmende, men er ment å skulle sammenfatte kunnskapsstatus, del vil si hva som er kjent og hva som ikke er kjent innenfor et tema, med vekt på kunnskap som er mest relevant for forvaltningen av støyforurensing.

1.2 Lyd i vann

Lyd oppstår når vannmolekyler settes i bevegelse og presses tettere sammen slik at trykket øker. Lydpulser har dermed en trykk-komponent som måles i Pascal og en kinetisk komponent eller partikkelakselerasjon som måles i m/s^2 . Sjøpattedyr er følsomme for lydtrykk (Ketten 1994, Richardson et al. 1995) over et bredt frekvensområde fra noen få Hz hos store bardehvaler opp til 150 kHz hos ekkolokaliserende tannhvaler. Til forskjell stimuleres hørselsorganer hos marine virvelløse dyr og fisk av lydens partikkelbevegelse. Enkelte grupper fisk med gassfylte indre strukturer er imidlertid, i tillegg til partikkelbevegelse, også følsomme for lydtrykk. I stor avstand fra lydkilder er det et konstant forhold mellom lydens trykkkomponent og kinetiske komponent. I det akustiske nærfeltet, de vil si i avstander på mindre enn ca 1/6 av bølgelengden, øker imidlertid partikkelbevegelsen betydelig mer enn lydtrykket med minkende avstand. Nær lydkilder er derfor partikkelbevegelsene relativt sett store, og skader på fisk og virvelløse dyr i dette området kan skyldes partikkelbevegelser i tillegg til trykkendringer.

Lydpulser karakteriseres ved et nivå og ved frekvensinnholdet (spektralinnholdet). Frekvens måles i antallet trykkfluktuasjoner pr sekund (Hz), mens nivået måles i desibel (dB). Desibel er en, dimensjonsløs måleenhet, som uttrykker den logaritmiske verdien av forholdet mellom

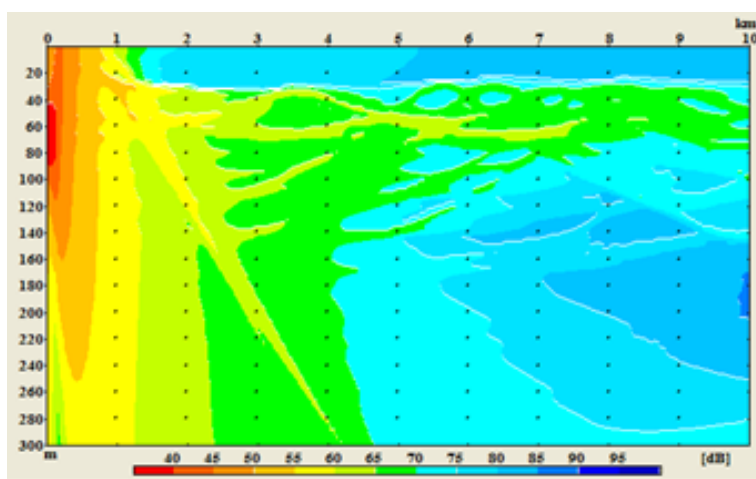
trykket og et referansetrykk som i vann er $1 \mu\text{Pa}$. I vann er antall dB lydtrykk definert som 20 ganger logaritmen til forholdet mellom målt lydtrykk i mikropascal (μPa) og referansetrykket. Dette betyr at for hver dobling av trykket målt i Pascal øker nivået med 6 dB. I luft har man valgt et referansetrykk på $20 \mu\text{Pa}$ fordi dette er en gjennomsnittlig høreterskel for mennesker ved 1000 Hz. På grunn av forskjellen i referanseverdi er dermed desibelskalaen i luft og vann ikke den samme. I tillegg er luft og vann veldig ulike akustiske medier. Totalt sett fører dette til at et lydtrykk i vann angitt i dB re $1 \mu\text{Pa}$ har samme energi som et ca 62 dB lavere lydtrykk i luft angitt i dB re $20 \mu\text{Pa}$.

Det som bestemmer hvilken negativ effekt lydforurensing har på marine organismer, er lydens frekvensinnhold i forhold til organismens hørsel, lydtrykknivået (SPL=sound pressure level) og lydeksponeringsnivå (SEL=sound exposure level). Man må for eksempel høre en lydimpuls for å kunne reagere på den, og hørselsskade oppstår også lettere dersom man eksponeres for lyd i et frekvensbånd hvor man har sensitiv hørsel. Hvordan man måler lydtrykknivå avhenger av hva slags lyd det er snakk om. For tonale lydimpulser (for eksempel fra sonarer og pingere) hvor lyden består av gjentatte sinusformede trykkvariasjoner, brukes gjerne gjennomsnittlig lydtrykknivå (RMS = Root Mean Square). Dersom det derimot er snakk om impulser, for eksempel fra seismiske kilder, detonasjoner eller pæling, så er trykkforløpet karakterisert ved en rask trykkøkning som fort dør ut. Lydtrykknivå uttrykkes da ofte som spisstrykk, altså den maksimale trykkforskjellen i pulsen, istedenfor RMS. I tillegg til nivået på enkeltimpulser er flere typer effekter avhengig av lyddose over tid. Lydeksponeringsnivå (SEL) beregnes som kvadratet av lydtrykket integrert over tid. Det er et uttrykk for den totale energien innenfor en tidsperiode og angis som antall dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Kildenivå er et uttrykk for hvor kraftige lydimpulser som genereres av en lydkilde. Det representerer lydtrykknivå målt i fjernfeltet og referert til 1 m fra kildens senter. Man antar da at all lyden kommer fra et punkt representert ved kildens senter. Enkelte lydkilder har derimot stor fysisk utbredelse, og er ikke noen punktkilde. Eksempel på dette er luftkanonfelt som brukes til seismiske undersøkelser. Disse kan bestå av 30-40 luftkanoner som taues bak et skip, og som er spredt utover et område på flere hundre kvadratmeter. Disse kanonene fyrer synkront, og genererer en puls som kan ha kildenivå på 240-260 dB (spisstrykk re $1 \mu\text{Pa}\cdot\text{m}$). Det faktiske trykknivået i vannsøylen vil derimot typisk ikke overstige 230 dB (spisstrykk re $1 \mu\text{Pa}\cdot\text{m}$) (Dalen et al. 2007). Dette er relevant for hvordan man vurderer risiko for at seismikk kan føre til skade på dyr i umiddelbar nærhet av kilden. Dersom man derimot ønsker å vurdere effekter av for eksempel endringer i atferd lengre unna kilden, vil det teoretiske kildenivået representere den akustiske energien som forplanter seg ut i vannmassen.

Lydnivåene som genereres av en akustisk kilde, vil forplante seg ut i vannmassen og dempes med avstand. Dempningen skyldes i første rekke en ren geometrisk spredning av lyden fra kilden. Dempningen i dB vil variere fra $10\cdot\log R$ (hvor R er avstanden til kilden i m) dersom spredningen er sylindrisk, til $20\cdot\log R$ dersom spredningen er sfærisk. Et typisk forplantningsmønster er at man har sfærisk spredning nærmest kilden, og at denne gradvis kan bli mer sylindrisk utover. Forhold som avgjør dette er vanddyp eller lydshastighetsgradienter gjennom vannsøylen. Lydshastigheten i vann er 5 ganger høyere enn i luft, men varierer også

gjennom vannsøylen avhengig av vannets temperatur, saltholdighet og hydrostatisk trykk (tetthet). Lyd vil avbøyes mot dyp hvor lydhastigheten er lavest og dette fører til dannelse av såkalte lydkanaler. Dette innebærer at lyden kan fokuseres i visse vanddyp og at dempningen dermed blir mindre enn forventet. Noe av den akustiske energien vil også absorberes i vannmassen og omgjøres til varme. Høyfrekvent energi absorberes raskt mens lavfrekvent energi nærmest ikke absorberes i det hele tatt. For eksempel vil 99 % av energien i en lydimpuls på 100 kHz være absorbert etter ca 10 m, mens tilsvarende varighet for en lydimpuls på 100 Hz er 10 km.



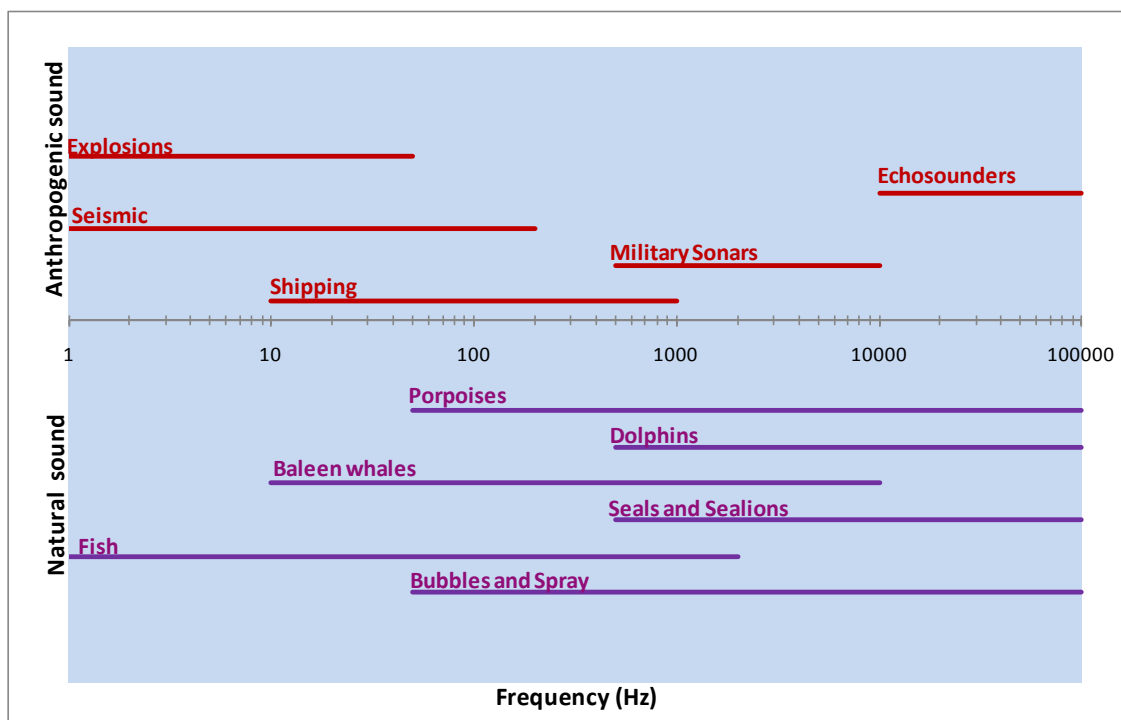
Figur 1.1

Illustrasjon av lydforplantning fra en akustisk strålebanemodell Lybin (Dombestein og Gjersøe 2012). Figuren viser vanddyp langs X-aksen og avstand til kilden langs Y-aksen. Fargeskalaen representerer dempning av lyden i dB. Nærmest kilden forplanter lyden seg nokså sfærisk, men et lag med kaldere vann på 30-100m dyp fører

etterhvert til at lyden bøyes av og fokuseres i en lydkanal hvor dempningen reduseres. Figuren er hentet fra Kvadsheim et al. 2012.

1.3 Relevante støykilder

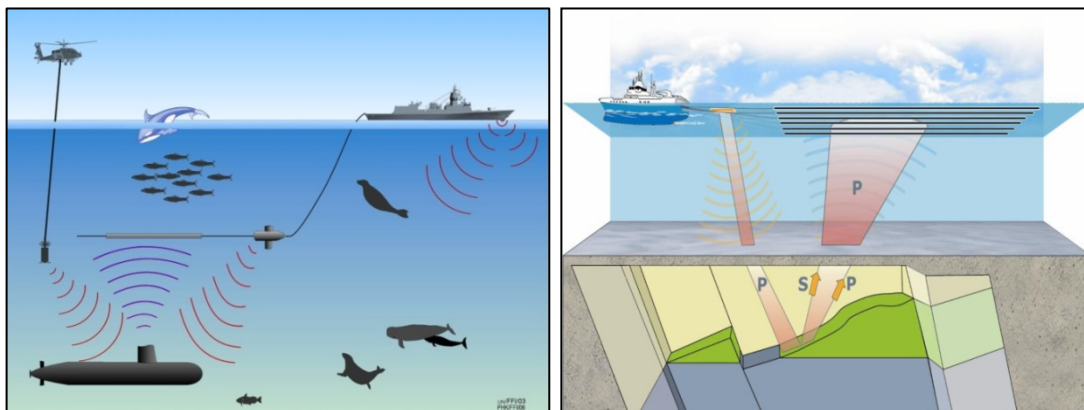
Havet er langt fra noe stille sted. Naturlige bakgrunnsstøy har sitt opphav i vind og bølger, jordskjelv, isens bevegelse og biologisk lyd. Sammenhengen mellom bakgrunnsstøy og ulike frekvenser er oppsummert i den såkalte Wenz-kurven (Wenz 1962). Menneskelige bidrag til støy i havet kommer fra skipstrafikk, militære sonarer, seismikk, boring, detonasjoner, ekkolodd, fiskerisonarer, anleggsarbeid på havbunnen og energiproduksjon (vind-, bølge- og tidevannskraftverk). Høyfrekvent akustisk energi fra for eksempel ekkolodd, fiskerisonarer og påhengsmotorer vil raskt absorberes og bidrar bare til støybildet lokalt, mens lavfrekvent energi for eksempel fra militære sonarer, seismikk, anleggsarbeid til sjøs og shipping vil påvirke støybildet over flere titalls, i noen tilfeller hundretalls kilometer. Ut fra en vurdering av omfanget av forurensningen, kildenivå og frekvensinnholdet, er de mest relevante lydkildene å vurdere i forhold til hvilken innvirkning de kan ha på marint miljø i norske farvann, seismikk, militære sonarer, detonasjoner, pæling og shipping.



Figur 1.2 Frekvensbånd til noen naturlige og antropogene kilder til lyd i havet. Figuren er hentet fra Doksæter (2011).

1.3.1 Sonar

Militære sonarer brukes til å lete etter undervannsbåter eller andre objekter under vann. De sender ut en tonal lydimpuls, og lytter deretter etter ekkot fra sonarmålet. Et typisk operasjonsmodus er at de sender mindre enn 10 % av tiden og lytter mer enn 90% av tiden. Derimot jobbes det for tiden med nye sonarsystemer som kan sende og lytte samtidig, såkalte kontinuerlige aktive sonarer. Slike militære anti-ubåt sonarer er enten skrogmonterte, såkalt dyppesonarer som slippes ned fra helikopter eller de kan taues etter et fartøy. Tauede sonarer og dyppesonarer er såkalte variable dybdesonarer fordi dypet de sender fra kan varieres. Pulsene som sendes er enten enkelttonesignaler (CW) eller frekvenssveip (FM). Pulsene dekker gjerne et smalt frekvensbånd mellom 1-10 kHz. For å øke rekkevidden er moderne sonarer gjerne mer lavfrekvente (ned mot og i noen tilfeller til og med under 1 kHz) og har høyere kildenivå enn før (>220 dB re 1μPa·m, Ainslie 2010). I Norske farvann har forsvaret 6 fregatter av Nansen klassen med denne type sonar. I tillegg gjennomføres innimellom internasjonale øvelser i Norge hvor også utenlandske militære fartøy deltar med lignende type sonarer. US-Navy bruker mer lavfrekvente sonarer under spesielle operasjoner (SURTASS LFA). Disse sonarene sender lange pulser helt ned til ca 200 Hz. Slike sonarer opereres derimot svært sjelden i Norske farvann. Andre type sonarer som ekkolodd, fiskerisonarer eller andre type navigasjons- eller avbildende sonarer fungerer i prinsippet på samme måten, men disse anvender mye høyere frekvenser som absorberes raskt i vannmassen.



Figur 1.3 De norske fregattene er utstyrt med lavfrekvente sonarer som brukes til å lete etter ubåter (t.v.) (illustrasjon FFI). Prinsippet for seismiske undersøkelser er at kraftige lavfrekvente lydimpulser sendes ned i havbunnen hvor de reflekteres av geologiske strukturer og fanges opp av lyttekabler som tauses etter skip. På denne måten kan man danne et bilde av havbunnen (t.h.) (illustrasjon Statoil).

1.3.2 Seismikk

Seismiske undersøkelser for å lete etter olje og gassforekomster foregår ved at man sender kraftige lavfrekvente lydimpulser som trenger ned i havbunnen og reflekteres fra geologiske strukturer. Seismiske undersøkelser brukes både i forbindelse med geologisk forskning og i kommersiell sammenheng for å lete etter olje og gass. Lydkildene som brukes, er såkalte luftkanoner som genererer korte impulser som dekker et bredt frekvensbånd, men hvor det meste av energien ligger mellom 50 og 150 Hz (Dalen et al. 2009). Kildenivå som brukes under seismikk, er litt vanskelig å definere fordi selve lydkilden ofte består av en rekke luftkanoner som avfyres i tett rekkefølge på en måte som skaper et direktivt signal som er rettet nedover. Nivået vil avhenge av typen seismiske undersøkelser. Eksempler er spisstrykk på 223-230 dB (re $\mu\text{Pa} \cdot \text{m}$) dersom man bruker enkeltkanoner, og opp mot 259 dB dersom det er snakk om store luftkanonfelt (Ainslie 2010). Eksponeringsomfanget i et område vil også i stor grad variere avhengig av om det er 2D undersøkelser hvor seismikkskipet seiler lange transekter med stor avstand mellom linjene, eller 3D undersøkelser hvor seismikkskipet seiler kortere og tettere linjer for å avbilde havbunnen i et avgrenset område i mer detalj (Dalen et al. 2009). Som for sonar opereres seismiske kilder også ved at man sender en kort puls og deretter lytter, typisk sendes en puls hvert 10 sekund. Også innenfor dette området jobbes det derimot med ny teknologi hvor man sender et mer kontinuerlig signal, og sender og mottar samtidig. I følge tall fra Oljedirektoratet har omfanget av seismiske undersøkelser vært relativt stabil de siste 25 årene, i hvert fall målt i utseilte båtkilometer med aktiv seismikk. I 2015 var dette tallet ca 133.000 båt-km. Omfanget av støyforurensing fra seismikk er dermed vesentlig høyere enn for andre pulsede støykilder i Norske farvann. De siste 5 årene har mye av seismikkaktiviteten også flyttet seg fra de tradisjonelle oljefeltene i Nordsjøen og Norskehavet til Barentshavet. I følge tall fra OD foregikk 40% av alle seismiske undersøkelser på norsk sokkel i 2015 i Barentshavet. Dette betyr at aktiviteten er flyttet inn i områder hvor den kommer i berøring med nye miljøer og nye arter.

1.3.3 Pæling

Når man lager undervannskonstruksjoner, for eksempel fundamenter til en bro, hamrer man såkalte “pæler” ned i havbunnen med en diger hydraulisk hammer. Når disse hamres ned i havbunnen dannes intense bredbånds impulser som kan propagere mange kilometer. Nært kilden (< 10 m) kan lydnivået være opp mot 220 dB re 1 μ Pa spissstrykk, men dette varierer veldig med størrelsen på hammeren, hvilket materiale pælene består av og hvor store de er, samt havbunnens egenskaper. Pæling er pr i dag ikke særlig utbredt i norske farvann, og er derfor kun behandlet kort i dette dokumentet, men pæling brukes mye i naboland rundt Norsjøbassenget og bidrar derfor vesentlig til støynivået der.

1.3.4 Skipsstøy

Skipsstøy er den mest utbredte kilden til lavfrekvent støy. Støynivåene og frekvensinnholdet vil variere avhengig av størrelsen på skipene, hastigheten og typen fremdrift. Selve støykilden er ulike typer maskineri og kavitasjon fra propeller. Skip sender ut bredbåndet støy, ofte også med tonale komponenter, men det er mest energi i frekvensbåndet under noen hundre Hz. Det er foreslått som en standard at støynivåene rundt et frekvensområde ($1/3$ oktav) sentrert rundt 63 og 125 Hz er gode indikatorer for bakgrunnsstøy, fordi de er representative for skipsstøy (Tasker et al. 2010). De største skipene har høyest kildenivå og lavest frekvens. Siden skip sender ut kontinuerlig støy og de lavere frekvenskomponentene forplanter seg lengst, vil store skip bidra betydelig til den lavfrekvente bakgrunnsstøyen over store avstander. Mindre båter har lavere kildenivå og støyer på høyere frekvenser men kan likevel bidra betydelig til støybildet lokalt der det er stor trafikk. Båter og skip opptil 50 m har typiske kildenivå mellom 160-175 dB (re μ Pa·m), mens store cargo skip kan utstråle støynivåer på 180-190 dB (re 1 μ Pa·m) (Richardson et al. 2005). Langvarige måleserier viser at det i enkelte områder har vært mer enn en dobling av bakgrunnsstøyen hvert tiår de siste 30-40 årene, og økningen i kommersiell shipping er sannsynligvis hovedårsaken til dette (OSPAR 2009).

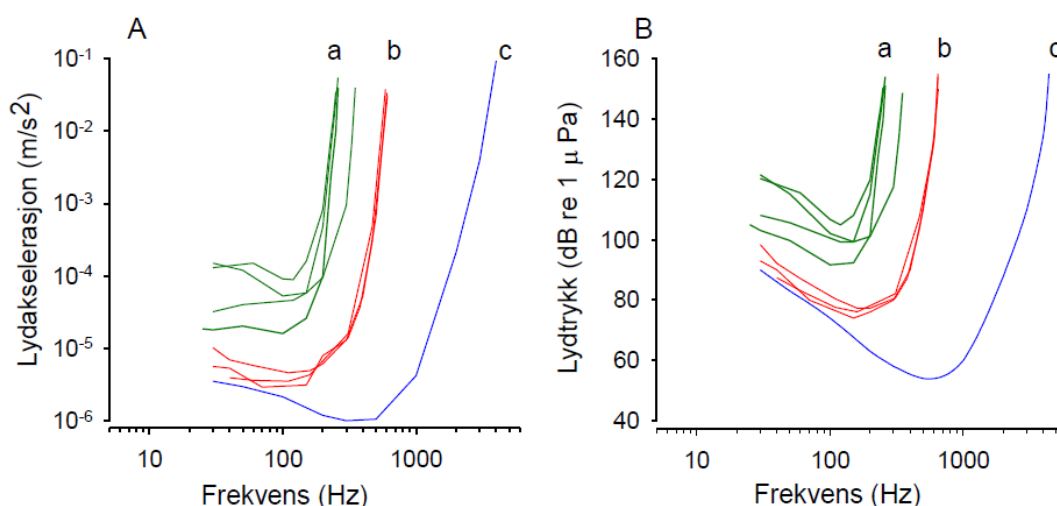
1.3.5 Detonasjoner

Detonasjoner under vann skaper en ekstremt raskt ekspanderende gassboble som dytter vannet foran seg, og dermed skaper en kortvarig men veldig kraftig sjokkpuls. Detonasjoner under vann forekommer enten i forbindelse med anleggsvirksomhet på havbunn, eller under Forsvarets øvingsaktivitet. I tillegg ligger det mer enn 200.000 tonn eksplosiver igjen i Norge etter andre verdenskrig. Mye av dette ble dumpet i sjøen. For å rydde opp i dette gjennomfører Forsvaret femtitalls demoleringer av store eksplosivobjekter i sjøen hvert år. Dette kan være gamle miner eller flybomber som kan inneholde mange hundre kg sprengstoff. Bare 100 g TNT vil gi en sjokkbølge som overgår lydkilden som brukes under kommersiell seismikk. Selve signalet fra en detonasjon ligner for øvrig på seismiske signaler, med en kort bredbåndet impuls. For ca 40 år siden ble faktisk små sprengladninger brukt som lydkilde i forbindelse med seismiske undersøkelser. Hovedforskjellen på signalet fra en detonasjon og en luftkanon er at detonasjonen har en mye raskere trykkøkning, noe som gjør en slik puls mer destruktiv også mot biologiske organismer enn en luftkanonpuls med samme nivå. Detonasjoner medfører altså

først og fremst risiko for direkte skade på marine organismer. For eksempel kan en 100 kg mine føre til skade og død på fisk og sjøpattedyr som befinner seg innenfor en radius på 1 km. I forbindelse med anleggsvirksomhet hvor man skal sprengte bort fjell på havbunn kan man av og til omsette flere tonn sprengstoff. Dette avsettes derimot nedi bunn og mye av energien omsettes der, bare en liten del av energien kommer ut i vannmassen. Det er derfor viktig å skille på detonasjoner fritt i vannmassen og detonasjoner nedi bunnen.

1.4 Hørsel hos fisk og sjøpattedyr

Et dyrs hørselsevne beskrives av både terskler for hvilke nivåer av lyd de kan oppfatte og hvilke frekvenser de kan oppfatte. Dette er viktig i forhold til hvordan de kan bli påvirket av lydforurensing. Dyr må høre en lyd for å kunne reagere på den, og dermed endre atferd. I tillegg er øret et organ som er tilpasset å skulle absorbere akustisk energi ved visse frekvenser, og dermed er risiko for hørselskader også størst ved de frekvensene dyret hører best (Southall et al. 2007). Det er dermed viktig å kjenne til ulike arters hørselsevne for å kunne vurdere risiko for at



lydforurensing vil ha negative effekter på dem.

Figur 1.4 (A) Audiogram til fisk i forhold til lydets partikkelakselerasjon (m/s^2). (B) De samme audiogram som i (A), uttrykt i forhold til lydtrykk (dB re $1 \mu Pa$). De fleste fiskearter er ikke eller er kun helt marginalt følsomme for lydtrykk (a). Audiogrammene er fra rødspette og sandflyndre (Chapman & Sand 1974), vanlig ulke (Pettersen, 1980) og laks (Hawkins & Johnstone 1978). Torsk (b) kan detektere lydtrykk og de angitte audiogram er for torsk (Chapman & Hawkins 1973), hyse og sei (Chapman 1973). Hørselsspesialister (c) som karpe-, malle- og sildefisk har utviklet spesielle tilpasninger for økt lydtrykkfølsomhet, og deres øvre frekvensområde er typisk i området 1- 8 kHz. Det angitte audiogram er for gullfisk (Popper et al. 2003). Figuren er hentet fra Karlsen og Hansen (2013).

Siden en fisk i hovedsak består av vann og lever i vann, vil den i et lydfelt svinge med samme amplitude, retning og frekvens som de ytre vannpartiklene. I det indre øret har derimot fisk, blekksprut mfl. en såkalt ørestein (otolitt/statolitt) med en stor tetthet (ca $2,8 \text{ g/cm}^3$), og denne vil få en sterkt redusert og faseforskjøvet bevegelse i forhold de sensoriske hårcellene i øret. Det er forskjellen i bevegelse av ørestein og de sensoriske hårcellene som fører til stimulering av øret og at fisken oppfatter lyden (hører). All fisk, blekksprut mfl er via sine otolittorganer, følsomme for den akselerasjon av vannpartiklene som lyden omfatter, og de er svært følsomme for lavfrekvent lyd (Sand & Karlsen 1986, Karlsen 1992). Hos en del fisk med en gassfylt svømmeblære, vil otolittorganene i det indre øret i tillegg kunne stimuleres indirekte av lydtrykk. All fisk, samt marine evertebrater, er således følsomme for lydens partikkelbevegelse, mens grupper som eksempelvis torskefisk og sildefisk i tillegg er følsomme for lydtrykk.

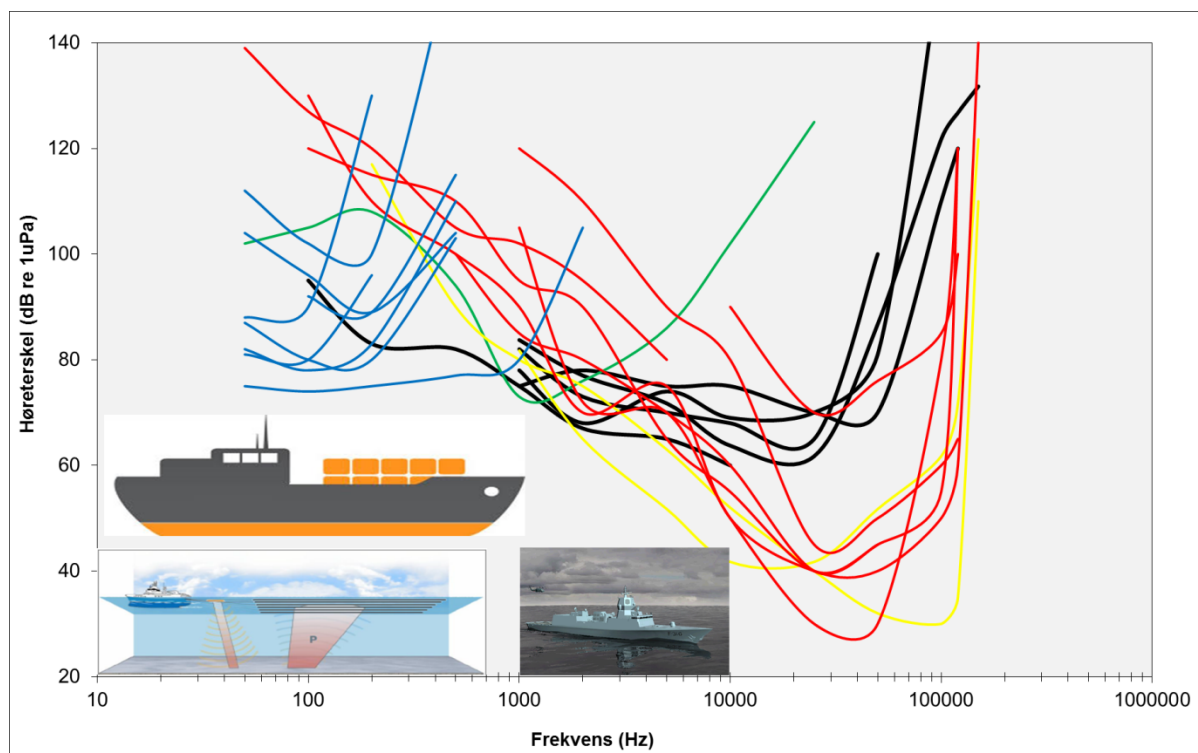
Den maksimale følsomheten hos fisk for lyd er funnet gjennom atferdsstudier der fisken presenteres for en lydstimulus, som umiddelbart følges av en svak elektrisk puls rettet mot fiskens haleregion. Fisken vil raskt forbinde lyden med den elektriske pulsen, og vise en mild frykttrespons i form av en kortvarig, redusert hjerteaktivitet straks den oppfatter lyden. Ved å studere fiskens hjerteaktivitet og variere lydens frekvens og nivå, kan man kartlegge fiskens følsomhet for ulike lydfrekvenser (audiogram). Hørselssansen til fisk kan også studeres ved ulike typer elektrofysiologiske metoder, men disse er generelt mindre følsomme enn atferdsstudier. Det er viktig å være klar over hvordan et audiogram er målt når man sammenligner terskelverdier for hørsel.

For å studere hørsel hos sjøpattedyr kan man i prinsippet bruke samme metodikk som for fisk, det vil si enten elektrofysiologiske studier av hørselsevne eller betinget læring, men for pattedyr bruker man gjerne positiv stimulering (belønning) (Mooney et al. 2012). Begrensingen for begge disse metodene er at man må ha dyret i fangenskap eller i hvert fall under fysisk kontroll. Det er nærmest umulig for de store hvalartene som spermhval og bardehvaler, og derfor har vi ikke hørselskurver for disse. Nyere studier hvor man har brukt biomekanisk modellering, det vil si at man ut fra ørets anatomi simulerer bevegelser under lydpåvirkning, kan brukes til å gi en indikasjon på hva disse dyrene hører (Cranford & Krysl 2015, Tubelli et al. 2012, Houser et al. 2001).

Vi har 17 arter av hval og 7 arter av sel i norske farvann. Disse kan deles i funksjonelle grupper ut fra deres evne til å oppfatte lyd i ulike frekvensområder (Southall et al. 2007). I motsetning til fisk er pattedyrøret følsomt for trykk, og ikke lydens partikkelbevegelse. Niser hører veldig høyfrekvente lyder og oppfatter lyd i frekvensbåndet fra 200 Hz til 200 kHz (Southall et al. 2007). Bardehvalene hører mer lavfrekvente lyder, og man antar at de oppfatter lyd fra noen få Hz opp til ca 20 kHz (Richardson et al. 1995, Southall et al. 2007), men man antar at de er mest følsomme i området 20Hz-10kHz (Houser et al. 2001, Tubelli et al. 2012, Cranford & Krysl 2015). Mellom disse ytterpunktene finner vi sel og delfinartene som kan oppfatte lyd fra 75-100 Hz og opp til 75 kHz for seler og 150-160 kHz for delfiner (Southall et al. 2007). Figur 1.5. viser noen eksempler på hørselskurver hos fisk og sjøpattedyr i norske farvann. Disse kurvene er generert på ulikt vis for ulike arter, og absoluttnivåene for høreterskler er derfor ikke

nødvendigvis sammenlignbare. Formen på hørselskurven forteller derimot hvilke typer støyforurensing de ulike artene er mest sensitiv for.

Sammenligner vi hørsel hos ulike grupper med frekvensinnholdet i ulike typer menneskeskapt støy som for eksempel militære sonarer og seismikk (figur 1.2 og 1.5), ser vi at de fleste arter av fisk ikke vil kunne høre militære sonarer. Unntaket er sildefisk som er trykkfølsomme og kan høre lyd med frekvensinnhold opp mot 2-3 kHz (sild er den kurven i figur 1.5. som ligger lengst mot høyre). Fisk er derimot veldig sensitive for lavfrekvent lyd som seismikk og pøling, inklusive den delen av frekvensspekteret som ligger ned i infralyd-båndet (<20 Hz) (figur 1.4). For sjøpattedyr kan man si at alle arter vil kunne høre militære sonarer veldig godt. Når det gjelder seismikk så er det først og fremst bardehvalene man kan forvente har veldig sensitiv hørsel på de aller laveste frekvensene hvor seismikk har meste energi (50-150 Hz). For mange arter av sel og tannhvaler har man derimot ikke målt hørsel så langt ned i frekvensbåndet fordi det er krevende å gjøre. Uansett så har seismikk mye energi også i det frekvensbåndet som tannhvaler og sel definitivt hører godt (>300 Hz), og man kan derfor anta at de hører både seismikk og lignende type lavfrekvente impulser veldig godt, selv om bardehvaler og fisk kanskje er mer sensitive.

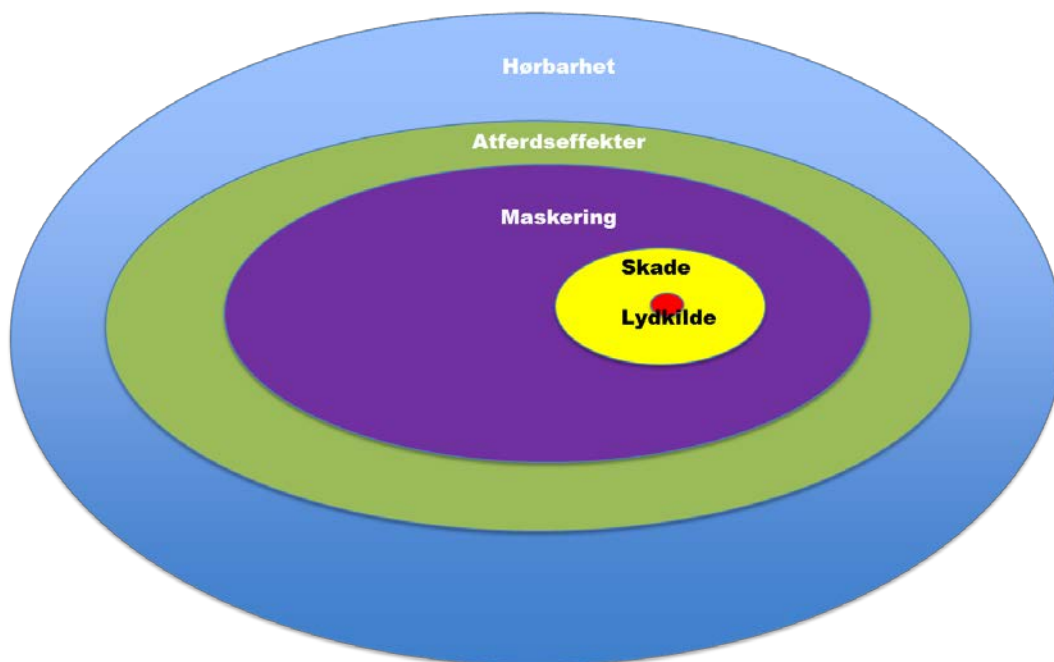


Figur 1.5 Eksempler på hørselskurver hos noen relevante arter av fisk (blå), sel (sorte), delfiner (rød), niser (gule) og bardehvaler (grønn). Frekvensbåndet for seismikk, militære sonarer og shipping er også indikert. Data er hentet fra; sel (steinkobbe (Kastak & Schusterman 1998, Therhune 1988, Møhl 1968), grønlandssel (Therhune & Ronald, 1972), ringsel (Therhune & Ronald 1975)), bardehvaler (finnhval (Cranford & Krysl 2015)), nise (Kastelein et al. 2002, Andersen 1970), delfiner (tumler (Johnsen 1967, Ljungblad et al.

1982, Brill & Moore 2001), spekkhogger (Hall & Johnsen 1972, Szymanski et al. 1999), hvithval (White et al. 1978, Awbrey et al. 1988)), og fisk (sild (Enger 1967), torsk (Chapman and Hawkins 1973, Sand & Enger 1973), laks (Hawkins and Johnstone 1978), sandflyndre (Chapman and Sand 1974), rødspette (Chapman and Sand 1974), sei (Mitson 1995) og hyse (Mitson 1995).

1.5 Miljøeffekter av støy

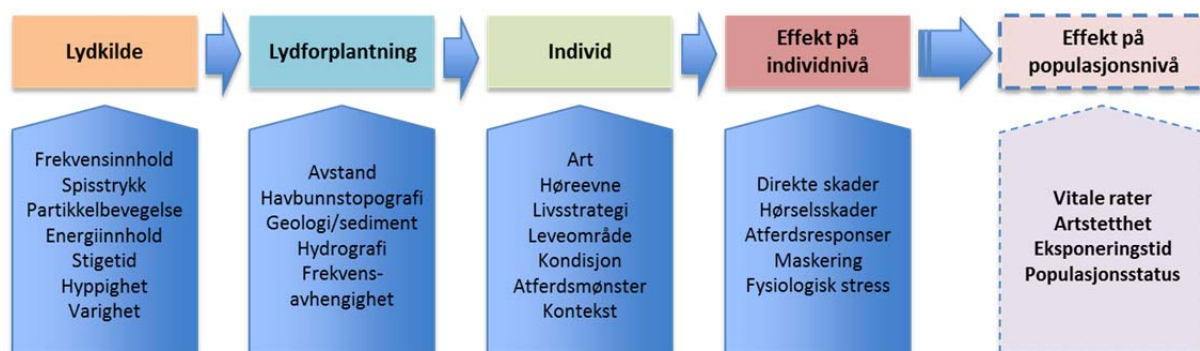
Lyd er enhver form for akustisk energi, mens støy ofte er betraktet som meningsløs lyd eller lyd som har en negativ innvirkning på mennesker eller miljø. Hva som er støy er derfor avhengig av hvem mottakeren av lyden er. Når for eksempel Forsvaret ønsker å lytte etter fremmede ubåter, kan hvalenes vokalisering være uønsket støy, mens for hvalene vil det være Forsvarets aktive sonarer som genererer støy som kan hindre dem i å høre hverandre. Indikator 11 i EU's Marin Strategi Direktiv skiller mellom lavfrekvent og mellomfrekvent pulsstøy og lavfrekvent kontinuerlig støy (Dékeling et al. 2014). I OSPAR har man også kommet frem til et tilsvarende skille, og det utvikles nå forskjellige strategier for å overvåke ulike typer støyforurensning (OSPAR 2015).



Figur 1.6 Ulike typer effekter vil ha ulik utbredelse rundt en lydkilde, såkalte effektsoner. Skade er gjerne begrenset til område i umiddelbar nærhet av kraftige lydkilder som seismiske kilder eller pøling. Maskering og atferdseffekter vil kunne ha en et mye større omfang, men er begrenset til området hvor signalene er hørbare. Figuren er modifisert fra Richardson et al. 1995.

Menneskeskapt støy vil kunne ha ulike type negative effekter på marine organismer (Jasny et al. 2005). Veldig kraftige lydkilder som militære sonarer, luftkanoner, pøling og detonasjoner vil kunne påføre dyr direkte skade, og da er det gjerne hørselsorganet som først vil skades. Dyr vil også kunne endre atferd dersom de utsettes for lyd som er ukjente eller av ulike årsaker oppfattes som faretruende. Dersom slike atferdsendringer skjer ofte og innebærer at viktige biologisk aktivitet som matsøk, forplantning og hvile blir forstyrret, vil dette kunne ha en negativ effekt på en bestand eller populasjon over tid. Siden lyd er en veldig viktig sansemodalitet for mange marine organismer, vil lydforurensing også kunne ha en indirekte effekt på atferd ved at de maskerer dyrenes evne til å høre hverandre eller andre viktige lyder. Tannhvaler bruker for eksempel ekkolokalisering, og dersom det er mye støy i dette frekvensbåndet (10-120 kHz, avhengig av art), vil det kunne hemme deres evne til å navigere og finne mat. Mange arter av særlig tannhvaler lever også i sosiale grupper som mer eller mindre konstant kommuniserer med hverandre ved hjelp av komplekse signaler som nærmest kan betraktes som språk. I tillegg er lydsignaler mellom individene viktige for både fisk, sel og hval i forbindelse med parring. Dersom det er mye støy i samme frekvensbånd som dyrene selv lager lyd, vil denne type kommunikasjon kunne forstyrres. Dersom dette skjer med tilstrekkelig omfang, vil det kunne føre til en forringing av habitatet, og i ytterste konsekvens at de forlater området. Det er først og fremst kontinuerlige støykilder som skipsstøy som bidrar til den generelle økningen av bakgrunnsstøyen og dermed maskering. Til tross for at de genererer ikke-kontinuerlig pulsstøy vil derimot aktiviteter som seismiske undersøkelser og pøling også kunne føre til maskering, fordi det foregår over lang tid og de kraftige signalene forplanter seg langt avgårde i vannmassen. Omfanget av både maskering og atferdseffekter vil være begrenset til det området rundt en lydkilde hvor signalet er hørbart (figur 1.6).

I hvilken grad negative effekter av lydforurensing, enten det er snakk om direkte skade, atferdsendringer eller maskering, vil føre til biologiske relevante konsekvenser er avhengig av omfanget av effekten (alvorlighetsgraden) og omfanget av eksponeringen (varighet i tid og rom). Selv en subtil endring i atferd under en type lydeksposering vil kunne føre til relevante biologiske konsekvenser dersom varigheten er lang eller over et stort område og dermed mange individer eksponeres. Motsatt kan man si at selv en dramatisk effekt som stranding og dermed død, ikke nødvendigvis har en effekt på en populasjon dersom dette bare skjer en sjelden gang. Det er altså viktig når man skal gjøre miljørisikovurderinger i forbindelse med støyforurensing at man vurderer både omfanget av forurensingen og effekten på enkeltindivider.



Figur 1.7 Oppsummering av faktorer som påvirker risiko for negativ påvirkning av enkeltindivider og populasjoner.

Spørsmålet om behovet for regulering av lydforurensing kan i noen tilfeller være knyttet til effekter på enkeltindivider. Eksempler på dette er at dersom dyr blir skadet eller strander som en følge av lydeksponering, vil dette reise spørsmål om dyrevelferd og eventuelle brudd på Dyrevernloven. Det viktigste er likevel at negative effekter på enkeltindivider vil kunne akkumulere til negative effekter på bestander. Sammenhengen mellom effekter på enkeltindivider og bestandseffekter kan være veldig vanskelig å dokumentere. I 2005 etablerte US- Academy of Science en konseptuell modell som inneholdt alle faktorer som vil påvirke hvordan effekter på individer vil kunne føre til effekter på populasjonsnivå (National Academy of Sciences 2005). Denne såkalte PCOD (Population Consequence of Acoustic Disturbance) modellen har vært forsøkt brukt til analyser av potensielle populasjonseffekter, men konkret parameterisering av modellen har vært vanskelig fordi man ofte ikke har god nok grunnleggende kunnskap om artens økologi. Dette blir ytterligere komplisert av at støy kan være bare en av mange menneskeskapte stressfaktorer som kan påvirke populasjoner. Kjemisk forurensing og annen menneskelig aktivitet vil i kombinasjon med støy kunne føre til negative effekter på populasjoner. Arbeidet med PCOD modellen ble nylig fulgt opp med en utvidet modell som forsøker å ta hensyn til akkumulerte effekter (National Academy of Sciences 2016).

Figur 1.7. oppsummerer problematikken med potensielle effekter av menneskeskapt støy og de faktorene som påvirker risikoen for negative miljøeffekter. Disse faktorene er knyttet til både egenskapene til lydkilden, hvordan lyden forplanter seg i ulike miljø, individets fysiologiske og økologiske tilpassinger, hvordan enkeltindivider blir påvirket av lyd, og til slutt faktorer som avgjør om effekter på enkeltindivider vil kunne føre til effekter på populasjonsnivå.

2 Skadeeffekter på sjøpattedyr

2.1 Hørselsskader

Sjøpattedyr har en velutviklet hørselssans, og øret regnes som spesielt sårbart for fysisk skade. 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 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, delfin og nise i fangenskap (Kastak et al. 1999, Finneran et al. 2003, 2010, 2015, Schlundt et al. 2000, Kastelein et al. 2012a, 2012b, 2013). Generelt kan man si at lydenergien og varigheten av eksponeringen er de viktigste parameterne for å frembringe TTS, og at frekvensområdet for nedsatt hørsel hovedsakelig følger av frekvenskarakteristikken til lyden dyret eksponeres for. For pulset lyd er imidlertid enkeltpulsenes egenskaper også av stor betydning. Kortvarige (transiente) lydpulser med rask stigetid og høyt spisstrykk har spesielt stor skadevirkning på pattedyrøret, og dette er egenskaper som betegner impulsiv støy fra seismikk, pøling og undervannsdetonasjoner. Blant disse står detonasjoner av eksplosiver i en særstilling når det gjelder skadepotensiale, på grunn av de eksepsjonelt høye og momentane spisstrykkene detonasjoner kan generere.

2.1.1 Avbøtende tiltak og naturlige sikkerhetsmekanismer

Skadepotensiale til et støysignal vil naturlig nok svekkes ettersom trykknivåene reduseres med distansen. Utover den direkte effekten på lydnivået er avstanden mellom en lydkilde og en mottager avgjørende for skadepotensialet av to ytterligere årsaker. For det første vil et lydsignal som forplanter seg gjennom et medium (vann), kunne endre betydelig karakter som følge av mediets egenskaper og avstand (se kap 1.2). Spesielt for impulser innebærer dette at signalet gradvis «smøres» ut i tid, og frekvensområdet forskyves mot lavere frekvenser, slik at effekten av økende avstand blir et mindre «skarpt» signal med redusert skadepotensial. For det andre er det heldigvis slik at frittstående sjøpattedyr som eksponeres for det de opplever som ubehagelig, kraftig lyd, i de fleste tilfeller vil unngå ved å svømme vekk fra lydkilden (se kap 4). Unnvikelsesresponser er derfor en slags naturlig avbøtende atferd som reduserer sannsynligheten for at dyrene påføres alvorlige fysiske skader eller hørselstap. Denne unnvikelsesatferden utnyttes i avbøtende tiltak der prinsippet er å skremme vekk dyr i relativ nærhet i forkant av en gitt aktivitet. I forbindelse med undervannsdetonasjoner som ved minerydding, klarering av skipsleier eller lignende, er det for eksempel vanlig å detonere mindre «skremmeladninger» eller bruke andre skremmesignaler i forkant av større, potensielt skadelige

detonasjoner. I seismikkindustrien er det i de fleste andre land, men altså ikke i Norge, obligatorisk å gjennomføre såkalte «soft start». Dette innebærer at de første skuddene er med små enkeltkanoner, før man etter hvert tar i bruk større kanoner og flere kanoner til hele kobbelet av luftkanoner fyres samtidig (Dunlop et al. 2016). Tilsvarende bruker enkelte mariner, inkludert det norske sjøforsvaret, en prosedyre hvor man gradvis øker utsendt effekt på sonaren, såkalt «ramp-up». For militære sonarer er det også dokumentert at en slik «ramp-up» prosedyre faktisk har en risikoreduserende effekt (von Benda-Beckmann et al. 2014, Wensveen et al. 2016).

Et annet potensielt skadedempende forhold er dyrs naturlige evne til å redusere hørselssansens sensitivitet og dermed sårbarhet for høye lyder. De fysiologiske mekanismene, som avdempende muskulatur i mellomøret og visse nevrale mekanismer, er veldokumentert hos spesielt mennesker og flaggermus. Studier av delfiner har vist at de gjerne reduserer sensitiviteten i forbindelse med sine egne utadgående ekkolokasjonsklikk (som kan være til dels svært høylytte), og deretter øker sensitiviteten for å være i stand til å registrere de svakere ekkosignalene, som inneholder essensiell informasjon om omgivelsene. Studiet av Nachtigal og Supin (2013) viser i tillegg hvordan en delfinart (falsk spekkhogger, *Pseudorca crassidens*) kan redusere hørselssensitiviteten like før den eksponeres for en ubehagelig, høy lyd, gitt at dyret på forhånd får en advarsel om at den høye lyden er nært forestående. Om individer i naturen faktisk kan lære seg å assosiere visse (skremme) signaler eller nedskalerte signaler med påfølgende kraftig lyd, eller lære seg med hvilke intervall lydimpulsene kommer (Wensveen et al. 2015), kan dette være av betydning for å redusere skadeomfang, og et ytterligere argument for nevnte avbøtende tiltak som bruk av skremmeladninger, soft-start og ramp-up.

2.1.2 Biologiske effekter av hørseltap

Svekking av hørselen kan påvirke alle økologiske funksjoner og sammenhenger hvor lyd spiller en viktig rolle, hvilket hos sjøpattedyr innebærer de aller fleste deler av livet. Effektene på individer vil avhenge av skadeomfang og varighet, og helt essensielt hvilket frekvensområde av hørselen som påvirkes. For eksempel vil redusert hørsel i området for ekkolokasjon hos tannhvaler ha direkte innvirkning på evnen til å finne mat, noe som vil få umiddelbare konsekvenser for overlevelse. Generelt vil reduserte muligheter til kommunikasjon mellom individer og orientering hos sjøpattedyr kunne påvirke gruppesamhörighet, pleie av avkom, muligheten for å finne partnere og lignende, og dermed få både direkte og indirekte effekter på overlevelse og reproduksjon.

Nise peker seg ut som den mest sensitive enkeltarten når det gjelder skadeeffekter. Først og fremst har nise den laveste terskelverdier for TTS som er målt for noen art, og dette gjenspeiles i etablerte skadekriterier (NMFS 2016) (Tabell 2.1). Det er også sterke indikasjoner på at nise og andre mindre arter sjøpattedyr er mest utsatte for fysiske skader, da spesielt i forbindelse med undervannsdetonasjoner (Ketten 2004, von Benda-Beckmann et al. 2015). Antakelig er nise den sjøpattedyrarten hvor det foreligger mest kunnskap når det gjelder dens hørselsevner og skadeeffekter, så vurderinger av artens sårbarhet er derfor av de mer veldokumenterte og begrunnede (e.g. Tougaard et al. 2014). Nise er trolig den mest tallrike arten i norske farvann,

hvor den gjerne oppholder seg i mer kystnære områder hvor undervannsdetonasjoner, seismikk og sonar utgjør de største potensielle truslene for skadeeffekter. I nordeuropeisk sammenheng er nise en fokusart hvor det har blitt rettet en betydelig innsats i forvaltning og forskning på potensielle skade og atferdseffekter av detonasjoner og pælingsaktiviteter.

2.1.3 Forvaltningskriterier

Southall et al. (2007) presenterer de første, omfattende og velfunderte kriteriene for hørselsskader. Kriteriene her er dels basert på kunnskap fra eksperimentelle studier av hørselen til sjøpattedyr, samt en rekke antagelser om hørselsevner (spesielt for bardehval) og resultater fra nevnte studier på TTS. Terskelverdier for PTS er utelukkende basert på kunnskap fra studier av mennesker og terrestriske pattedyr, hvor det er vist at PTS inntreffer rundt 40 dB over terskel for TTS. Southall et al. (2007) oppgir et tofoldig skadekriterium; RMS lydtryknivå (SPL i dB re 1 μ Pa) og pulsenergi (dB re 1 μ Pa²s), og for ulike typer lyd; enkelt-lydpuls, sekvensielle lydpulser og ikke-pulser. Videre definerer Southall et al. (2007) et sett med vektingskurver (frekvensavhengige funksjoner for å karakterisere hørselsevne) for ulike «funksjonelle hørselsgrupper»; lavfrekvente (bardehval), mellomfrekvente (delfiner, spermhval og nebbhval) og høyfrekvente (niser) hvalarter, samt én vektingskurve for hørsel hos sel i vann og én i luft. Prinsippet med såkalt M-vekting (Mammal-weighting) innebærer at man vekter lydnivået fra et gitt støysignal ut i fra disse frekvensavhengige funksjonene, og dermed estimerer hva en art (hørselsgruppe) faktisk er i stand til å oppfatte av lyd, samt potensiale for å fremkalle hørselsskader fra ulike lydkilder og nivåer. Southall et al. (2007) var inntil helt nylig ansett som standarden for skadekriterier, anvendt av det brede lag innen amerikansk og europeisk industri, forvaltning og forskning. I 2016 oppdaterte amerikanske forvaltningsinstanser kriteriene sine i et omfattende teknisk notat, «Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing» (NMFS 2016). Disse retningslinjene anses som en videreutvikling og oppgradering av Southall et al. (2007), basert på senere års forskningsresultater.

Hovedforskjellen mellom NMFS (2016) og Southall et al. (2007) er at man i de nye kriteriene tydeligere anerkjenner at det er to faktorer ved selve lydeksponeringen som er viktig for om hørselskade oppstår, det maksimale lydnivået (spisstrykket) og varigheten til eksponeringen, det vil si den total akustiske energien dyret eksponeres for. Dette innebærer en tydeligere distinksjon mellom impulsiv og ikke-impulsiv lyd (lydkilder) enn i Southall et al. (2007). Terskelverdi for impulser som seismikk, detonasjoner og pæling oppgis både som spisstrykk (SPL dB re 1 μ Pa) og som total akkumulert energi over hele eksponeringen (innenfor 24 timer) (SEL dB re 1 μ Pa²·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 oppgis man bare SEL. På samme måte som i de gamle kriteriene (Southall et al. 2007) skal også de nye SEL-verdiene vektes i henhold til funksjoner som beskriver generiske hørselskurver for grupper av pattedyr. Spisstrykk-verdien vektes ikke, fordi skade som følger av høye spisstrykkverdier ikke forventes å være særlig frekvensavhengig da de fører til mer direkte mekanisk påvirkning på hele det indre øret.

Tabell 2.1 Estimerte terskelverdier for temporære (TTS) og permanente (PTS) hørselsskader. Tabell er gjengitt fra NMFS (2016). Terskler for SEL (Sound Exposure Level = akkumulert akustisk energi) er gitt i dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$ og terskler for spisstrykk SPL er gitt i dB re 1 μPa . SEL-vektet innebærer at nivåene skal vektet i henhold til funksjoner som beskriver frekvensforholdet for generaliserte hørselskurver for hver de fire gruppene av sjøpattedyr (Southall et al 2007, NMFS 2016). Kun verdier for grupper av sjøpattedyr som finnes i norske farvann er gjengitt, bardehval (B), delfiner, nebbhval og spermhval (D), niser (N) og ekte seler (S). Impulsive lydkilder - genererer kortvarige/transiente (< 1 sekund), bredbåndede pulser med høye spisstrykk, kort stighetid 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).

		Ikke-impulsive lydkilder		Impulsive lydkilder			
Gruppe av sjøpattedyr	Høreterskel i det optimale frekvensområdet	TTS Terskelverdi	PTS Terskelverdi	TTS terskelverdi		PTS Terskelverdi	
	SPL (dB SPL)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	SEL (vektet)	Spisstrykk SPL	SEL (vektet)	Spisstrykk SPL
B	54	179	199	168	213	183	219
D	54	178	198	170	224	185	230
N	48	153	173	140	196	155	202
S	53	181	201	170	212	185	218

Risiko for skade vil altså variere med både lydkilden (kildenivå og frekvensinnhold) og arten. For en bestemt lydkilde og en art vil både det maksimale lydnivået dyret utsettes for og varigheten til hele lydeksponeringen (total energi) være viktig. Siden energi er en viktig faktor vil risiko også variere med lydkildens hastighet samt svømmehastigheten og retningen til dyret relativt til lydkilden (Von Benda-Beckmann et al. 2013). Man forventer for eksempel at sjøpattedyr unnviker lydkilder ved nivåer som begynner å nærme seg terskel for skade. De terskelverdiene som kan generer direkte skade på hørselsorganet (PTS) er såpass høye at for lydkilder som seismikk og militære sonarer vil risiko for skade fra enkeltpulser være begrenset til området nærmere lydkilden enn hundre meter. Vi antar da et kildenivå på 220-240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ (maksimalt trykk i vannmassen) og sfærisk propagasjonstap (20·logR). TTS innebærer ikke permanent skade, men er mye brukt som et konservativt kriterium på at skade kan oppstå. Dersom man bruker TTS som skadekriterie vil likevel skadeomfanget fra seismikk og militære sonarer være begrenset til noen få hundre meter fra lydkilden. Store detonasjoner vil derimot kunne gi skade på mye lenger avstander (se kap 2.2.1).

2.2 Andre type skader

Utover hørselsorganet er også andre lukkede beinstrukturer som kraniet (hjernen) og luftfylte strukturer som lunger og sinuser mottagelige for å kunne skades når de eksponeres for kraftige lydimpulser. I forbindelse med en massestranding av hval på Bahamas ble det dokumentert at denne hendelsen ble forårsaket av utstrakt bruk av sonar i området (Balcomb & Claridge 2001, Evans & England 2001). Noen av de strandede dyrene hadde skader på sentralnervesystemet og det ble postulert at dette var forårsaket av at vevet blitt satt i resonans av sonarpulsene (Evans & England 2001, Evans et al. 2002). I et studie på sel testet man denne hypotesen men fant ingen skader hos dyr som ble eksponert for nivåer opp mot 180 dB re μPa (Kvadsheim et al. 2010). Resonansskader ser altså ut til å være begrenset til ekstremt høye eksponeringsnivåer.

2.2.1 Skade fra undervannsdetonasjoner

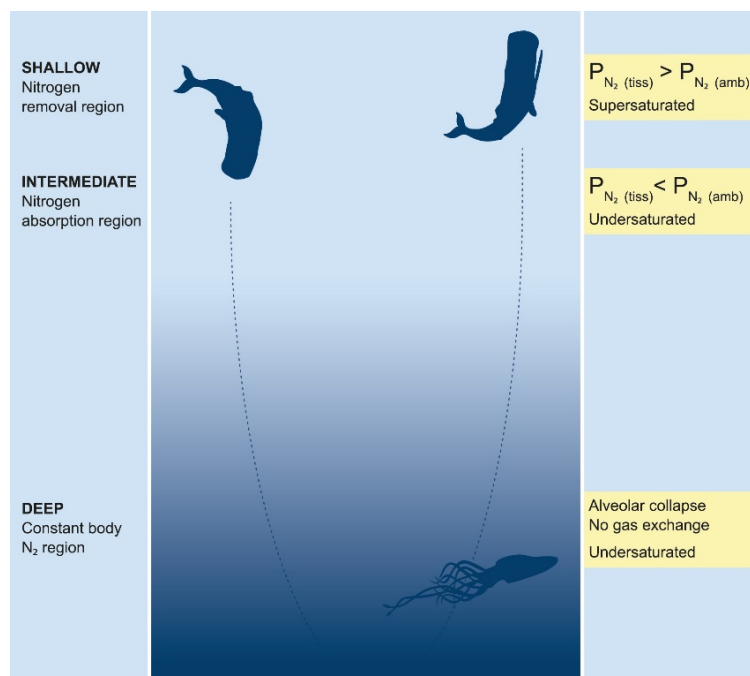
Undervannsdetonasjoner har stort skadepotensial både i forhold til hørselskader, men også skader på andre organer. Trykkforløpet til en sprengingsimpuls karakteriseres av en ekstremt rask og kraftig trykkøkning, umiddelbart etterfulgt av en lignende trykkreduksjon (vakumpuls). Resultatet er en brå kompresjon og ekspansjon av luftfylte strukturer hos dyr i nærheten, og dette kan føre til blødninger og ødeleggelser i tilsluttende vev og beinstrukturer. Ketten (2004) angir kriterier for fysisk skade basert på eksperimenter der ferske kadavre av sjøpattedyr ble utsatt for undervannsdetonasjoner. Skader av dødelig karakter hos nise ble dokumentert som indre blødninger, brudd og organskader ved spissstryknivåer 200 – 300 psi («pressure per square inch»), tilsvarende om lag 243 – 246 dB re 1 μPa , samt blødninger og bobledannelser i øreganger ved 100 psi, 237 dB re 1 μPa . Skadeomfanget er imidlertid avhengig av dyrets størrelse, og Ketten (2004) setter sikkerhetsmarginer for de minste hvalartene (nise) i underkant av 10 – 12 psi spissverdier, 216 – 218 dB re 1 μPa , mens marginene for større arter nås ved om lag 20 – 25 psi, 223 – 225 dB re 1 μPa .

I grunne farvann langs kysten av Nederland forekommer det spesielt mange udetonerte emner fra andre verdenskrig fordi allierte bombefly dumpet våpenlast de ikke hadde brukt på vei over Den engelske kanal. Disse må av sikkerhetshensyn uskadeliggjøres, og det nederlandske forsvaret gjennomfører regelmessig kontrollerte sprengninger (demolering) av disse. Von Benda-Beckmann et al. (2015) estimerte potensielle populasjonseffekter på nise som følge av 88 kontrollerte detonasjoner gjennom et enkelt år (2011). Basert på estimer av utbredelse av sjokkbølgen fra hver enkel av disse detonasjonene kombinert med informasjon om nisekonsentrasjoner fra flytelling og antatte skadekriterier hovedsakelig basert på Ketten (2004), ble det estimert at permanente hørselsskader hadde blitt forårsaket i anslagsvis mellom 1280 og 5450 individer, eller mellom 1.3-8.7 % av nisebestanden på den nederlandske sokkelen.

2.2.2 Dykkersyke

Enkelte massestrandingar av nebbhval og enkeltindivider av andre arter, deriblant vågehval, har blitt forårsaket av bruk av militære sonarer (Cox et al. 2006, D'Amico et al. 2009). En hypotese for å forklare årsakssammenhengen mellom bruk av militære sonarer og strandingar, er at dyrene endrer dykkatferd under sonareksponering, og at dette fører til at de utvikler dykkersyke

(Jepson et al. 2003). Dykkersyke innebærer at det dannes små gassbobler av nitrogen i kroppsvæsken, og disse kan blokkere blodsirkulasjonen og skape blødninger.



Figur 2.1

Forklaringsmodell for risiko for dykkersyke hos dypdykkende hval. Risiko for dykkersyke er relatert til nitrogenmetningen i vevet. Denne vil alltid være høyest på slutten av dykket og nærmest overflaten, fordi det omkringliggende trykket der er lavest. Når hvalene dykker, svømmer de gjennom tre vertikale soner som gir ulik risiko for å ta opp nitrogen. Det er tiden de oppholder seg i disse som er avgjørende for hvilken totalrisiko de ender opp med. Nitrogen tas opp i

kroppen og fjernes i lungene. Nærmest overflaten og selvsagt når de puster på overflaten vil nitrogen fjernes fra vevet. Delfiner og andre arter som ikke dykker spesielt dypt, oppholder seg mest nær overflaten og fjerner dermed nitrogenet fortløpende. Dypdykkere som spermhval og nebbhval foretar lange dykk på over 1 time, og får dermed ikke fjernet nitrogenet like regelmessig. Under dykk vil lungene presses sammen av det hydrostatiske trykket og kollapser helt ved ca 180-220 m. Da kan det ikke tas opp mer nitrogen, og dermed er det ikke dypet som er grunnen til at dypdykkere som dykker til 1000-2000m har økt risiko for dykkersyke. Det som er avgjørende, er forholdet mellom tiden de oppholder seg på overflaten og tiden de oppholder seg i det dybdeintervallet hvor det omkringliggende trykket er høyt nok til at nitrogen absorberes i lungene, men ikke så høyt at lungene har kollapset. Det er altså dykkets varighet mer enn dypet som er risikoen for dypdykkere. Figuren er gjengitt fra Fahlman et al. (2014). Illustrasjon IAN/FFI.

Dykkersykehypotesen er basert på obduksjoner av hval som strandet i forbindelse med sonarbruk, og funn av gassbobler og blødninger i vevet hos disse (Fernández et al. 2005). Dykkersyke hos dykkere (mennesker) som tar med seg komprimert luft ned på dypt vann er et kjent fenomen. Årsaken er at kroppsvæsken blir mettet med nitrogen på dypt vann (høyt trykk), og når man reduserer det omkringliggende trykket under oppstigning fører dette til en overmetning av nitrogen i kroppen og dermed bobledannelse. For å unngå dette må dykkere følge bestemte prosedyrer under oppstigning. Sjøpattedyr, spesielt hval, har også med seg luft i lungene når de dykker, og siden lungene og brystet er elastiske settes denne luften under trykk når de dykker. Luften bruker de blant annet for å lage lyd under vann. Mange hvalarter ser ut som de regelmessig opplever nivåer av nitrogenmetning som for oss mennesker ville vært

umiddelbart livstruende (Kvadsheim et al. 2012). Dette gjelder spesielt for dypdykkende hvalarter som nebbhval og spermhval, som regelmessig dykker dypere enn 1000 m. Det er derimot ikke dypet i seg selv som utgjør en økt risiko (Fahlman et al. 2014). Hval har nemlig en rekke fysiologiske tilpasninger for å redusere nitrogenmetningen, blant annet så kollapser lungene helt når de når et vist dyp, slik at de ikke lenger kan ta opp nitrogen. Det ser ut som det heller er det faktum at dypdykkende hvaler foretar lange dykk, gjerne på over 1 time, som er hovedrisikofaktoren (Fahlman et al. 2014). Visse typer dykkmønster ser ut til å gi spesielt økt nitrogenmetning (Houser et al. 2001, Zimmer & Tyack 2007, Hooker et al. 2009, Kvadsheim et al. 2012). Sjøpattedyrene må altså forvalte sin egen nitrogenmetning gjennom både fysiologiske og atferdsmessige tilpasninger. Dersom menneskeskapt lyd fører til endrede dykkmønstre, kan dette påvirke nitrogenmetningen og dermed risiko for at de utvikler dykkersyke (Hooker et al. 2012). Det er dokumentert at hval faktisk endrer dykkmønster når de utsettes for sonarlyd (Tyack et al. 2011, Sivle et al. 2012, DeRuiter et al. 2013). Fysiologiske modellstudier viser derimot at de observerte responsene til sonar ikke ga noen signifikant økning i risiko for dykkersyke (Kvadsheim et al. 2012). Slike studier viser derimot også at dypdykkende hvalarter er mest sårbare fordi de har høy nitrogenmetning og dermed høy risiko for dykkersyke i utgangspunktet (Hooker et al. 2009, Kvadsheim et al. 2012b). Obduksjoner av en rekke hvalarter som har strandet av ukjent årsak, viser også at dypdykkende arter (spermhval og nebbhval) har høyere forekomst av bobledannelse i vevet sammenlignet med arter som bardehvaler og delfiner som dykker grunnere (Bernaldo De Quirós et al. 2012).

Hval er altså ikke immune mot dykkersyke, og man ikke utelukke en årsakssammenheng mellom menneskeskapt støy som sonar og seismikk og dykkersyke, som i sin tur kan føre til strandinger hos disse dypdykkende artene (Hooker et al. 2012). Hos delfiner og andre hvalarter som dykker grunnere er risikoen for at menneskeskapt støy fører til dykkersyke mye mindre (Kvadsheim et al. 2012). Dette vil sannsynligvis også gjelde for sel, fordi de har tilpasninger som gjør dem mindre sårbare i utgangspunktet (Scholander et al. 1940).

2.2.3 Fysiologisk stress

Hos mennesker er det velkjent at høye nivåer av bakgrunnsstøy fører til fysiologisk stress. Skipstrafikk er den klart mest dominerende støykilden, og bidrar mest til å øke nivåene av bakgrunnsstøy i alle verdens havområder. Skipsstøy eller andre typer kontinuerlig støy representerer knapt noen risiko for direkte skader på sjøpattedyr. Det er imidlertid en mulighet for at økte nivåer av støy i omgivelsene kan føre til fysiologisk stress, men kun et fåtall eksperimentelle studier har undersøkt denne sammenhengen hos sjøpattedyr. Romano et al. (2004) fant signifikante økninger av stresshormoner (inkludert kortisol) hos hvithval og tumler som ble utsatt for seismikkstøy. Thomas et al. (1990) eksponerte hvithval for støysignaler fra en oljeboringsplattform og fant ingen økninger i verdiene av stresshormoner, dog var analysemetodene mindre sensitive enn i studien av Romano et al. (2004). I en studie av nordatlantisk retthval (nordkaper, *Eubalaena glacialis*) rundt en hovedfartsåre for shipping ved den amerikanske nordøstkysten, ble det i perioden 2001-2005 gjort periodiske lydmålinger av skipsstøy og analyser av metabolitter av stresshormoner (glukokortikoider) fra hvalekskrementer. Da det som følge av terroristangrepene 11. september 2001 ble innført strenge import og havnerestriksjoner, førte dette til en betydelig nedgang i skipstrafikken i en periode

og dermed en reduksjon på hele 6 dB i nivåene av bakgrunnsstøy. Interessant nok indikerer studien at nivåene av stresshormoner hos rethvalene var signifikant lavere i denne perioden like etter 11. september, hvilket for første gang antyder en fysiologisk stresseffekt av skipsstøy på hvaler (Rolland et al. 2012).

2.3 Oppsummering av kunnskapsstatus

Hørselsorganet hos sjøpattedyr regnes som spesielt sårbart for fysiologiske effekter og fysisk skade. Risiko for hørselsskade avhenger av både lydkilden (kildenivå og frekvensinnhold) og art. For en bestemt lydkilde og en art vil både det maksimale lydnivået dyret utsettes for og varigheten til hele lydeksponeringen (energi) være viktig.

Hørselsskader forekommer som enten temporære eller permanente hørselstap, såkalte terskelskifter (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. Kriteriet for PTS settes gjerne til 40 dB over TTS.

Hørselsskader fra enkelt-impulser (fra seismikk, pøling og detonasjoner) utløses primært av det maksimale lydtrykket, gjennom en direkte mekanisk påvirkning på hele det indre øret, og er derfor lite frekvensavhengig.

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. 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

Utvikling av dykkersyke som følge av endrede dykkemønster hos dyptdykkende hvalarter, spesielt nebbhval, er fremsatt som én årsaksforklaring til massestrandinger i forbindelse med sonaraktivitet. Atferdsstudier bekrefter at flere hvalarter endrer dykkemønster, men fysiologiske modellstudier gir ikke direkte støtte til dykkersykehypotesen, fordi de observerte atferdsendringene ikke ser ut til å øke risiko. Dypdykkende hvalarter har tilsynelatende høy nitrogenmetning og dermed høy risiko for dykkersyke i utgangspunktet, og en

årsakssammenheng kan derfor ikke utelukkes. Potensielt kan en slik effekt være av tilsvarende relevans for seismikk.

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 lydpulser. Slike skader er i all hovedsak forbundet med impulser fra detonasjoner, hvilke generer eksepsjonelt høye spisstrykk i form av både lyd og sjokkpulser.

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.

Nise peker seg frem som en spesielt sensitiv art med laveste terskelverdier for TTS, og ser også ut til å være mer sårbar for andre typisk fysiske skader enn større arter.

3 Skadeeffekter på fisk

3.1 Hørselsskader

Hos fisk som er hørselsspesialister og følsomme for lydtrykk, er det veldokumentert at sterk kontinuerlig og pulset lyd kan føre til skade på de sensoriske hårcellene i øret, og til en midlertidig økning i terskelverdi for lydoppfattelse på inntil 35 dB (Popper & Clarke 1976, Scholik & Yan 2001, Popper et al. 2004, Smith et al. 2004a, 2004b, 2006, 2011).

Tabell 3.1 Oversikt over relevante studier på skadeeffekter av lavfrekvent impulsiv lyd på larver og juvenile fisk, gjengitt fra Bolle et al. 2016. SPL_{z-p} (dB re 1 µPa²) (Sound Pressure Level zero-peak) = «Spisstrykk» (0-topp); SEL_{ss} (dB re 1 µPa²·s) (Sound Exposure Level single strike) = «Pulsenergi for enkeltpuls»; SEL_{cum} (dB re 1 µPa²·s) (Sound Exposure Level cumulative) = «Kumulativ energi over hele eksponeringen».

Studie	Art	Livs-stadium	Lydkilde	«Spisstrykk» SPL _{z-p} (dB re 1 µPa ²)	«Pulsenergi» SEL _{ss} (dB re 1 µPa ² ·s)	«Akkumulert energi» SEL _{cum} (dB re 1 µPa ² ·s)	Effekt
Booman et al. (1996)	Torsk, sei, sild, piggvar, rødspette	Egg og larver	Luft-kanoner	220–242			Skader og dødelige effekter på enkelte arter/stadier
Govoni et al. (2008)	“Spot” (<i>Leiostomus xanthurus</i>) “Pinfish” (<i>Lagodon rhomboids</i>)	Larver /juvenile	Detona-sjoner	234	182		Dødelige effekter
Bolle et al. (2012)	Tunge	Larver	Pæling	210	186	206	Ingen dødelige effekter
Halvorsen et al. (2012a)	Chinook laks	Juvenile	Pæling	204	177	210	Terskel for skader
Casper et al. (2012)	Chinook laks	Juvenile	Pæling		187	217	Gjenoppretting av skader
Halvorsen et al. (2012b)	Stør, Nilmunnrugg	Juvenile	Pæling		177	207	Terskel for skader
Halvorsen et al. (2012b)	Nordamerikansk tunge (<i>Trinectes maculatus</i>)	Juvenile	Pæling		186	216	Ingen skader

De dokumenterte lydinduserte hørselstap har i de aller fleste undersøkelser vist seg å være helt reversible med normal hørsel retablert i løpet av timer, dager eller opp til 2-3 uker. I enkelte tilfeller har dog deler av hørselstapet tilsynelatende vært permanent (Scholik & Yan 2001). Det er likevel fortsatt et åpent spørsmål i hvilken grad et lydindusert permanent hørselstap er mulig

hos fisk, siden hårceller i det indre øret hos fisk regenererer i utstrakt grad, til forskjell fra pattedyr. Hos hørselsspesialister vil dog permanente skader på gassfylte og øvrige strukturer som utgjør grunnlaget for disse fiskenes lydtrykkfølsomhet, også permanent påvirke hørselsevnen. For hørselsspesialister syntes det dokumentert at maksimalt midlertidige hørselstap for en gitt lydstyrke inntre etter ca 2 – 24 timer, ved spisstrykk helt ned mot om lag 140 dB re 1 μ Pa, at graden av det midlertidige hørselstapet øker lineært med økende eksponeringslydstyrke, at det midlertidige hørseltapet er både bredbåndet og relatert spektralnivåene i lydeksponeringen, og at midlertidige hørselstap i de fleste situasjoner vil være reversible.

Det er utført flere undersøkelser der fisk som er hørselsgeneralister, er eksponert til meget kraftig (170 – 209 dB re 1 μ Pa) hvit støy samt pulset seismikklyd og hamringslyd, uten at dette har ført til påviselige skader av sansecellene i det indre øret eller midlertidig redusert hørselsevne (Smith et al. 2004, Popper et al. 2004, Halvorsen et al. 2011). Konklusjonen fra de studier som til nå er utført, er derfor at hørselstap inntre ved betydelig lavere maksimale lydtrykk hos fisk som er hørselsspesialister (karpefisk, mallefisk, sildefisk mfl.) enn hos fisk som mangler spesialtilpasninger for lydtrykkfølsomhet.

3.2 Sonar

I utgangspunktet er det bare noen få arter av fisk som kan høre lydpulsene fra militære sonarer. I Norske farvann er dette (hovedsakelig) begrenset til sildefisk som sild og brisling (Doksæter 2011). Det forventes dermed ikke at fisk er spesielt sensitiv for denne type lyd. Det finnes likevel noen studier som har undersøkt skadeeffekter hos fisk som blir eksponert for sonar. Jørgensen et al. 2005 studerte vevskade hos yngel av torsk, sei, steinbit og sild og fant ingen skade hos fisk som hadde vært eksponert for nivåer opp mot 190 dB SPL (RMS re 1 μ Pa). Derimot fant man noe økt dødelighet hos sildeyngel ved nivåer over 180-190 dB. Disse tersklene ble brukt av Kvadsheim & Sevaldsen (2005) i ett teoretisk studie av potensielle effekter av sonar på rekruttering til bestanden av norsk vårgytende sild. De konkludert med at risiko for bestandseffekter var minimale selv om man hadde gjennomført store flåteøvelser midt i gyteperioden og midt i gyteområdet. Studier på andre arter av fisk viser at hørselskader kan oppstå, men bare ved veldig høye nivåer (SPL >190 dB re 1 μ Pa, SEL >210 dB re 1 μ Pa²·s) (Popper et al. 2007, Kane et al. 2010, Halvorsen et al. 2012, Halvorsen et al. 2013). Dette innebærer at skadesonen rundt et militærfartøy med sonar vil være begrenset til <100 m. Populasjonseffekter er derfor svært lite sannsynlig (Sivle et al. 2014). Det anbefales likevel å overholde en sikkerhetsavstand på 500-1000 m, avhengig av sonarsystem, fra fiskefartøy i aktivt fiske på grunn av risikoen for å skremme fisk som står i not (Sivle et al. 2014).

3.3 Seismikk

Tidlig på 1990 tallet ble det gjort et stort studium av hvordan luftkanonskyting påvirker tidlige livsstadier (egg, larver og yngel) hos 5 ulike fiskearter. Dette ble utført ved å eksponere egg og larver på ulike stadier til pulser fra en luftkanon på ulike avstander og sammenlikne med en

kontrollgruppe som ikke ble eksponert (Booman et al. 1996). Dødeligheten til egg var signifikant høyere hos den eksponerte gruppen enn hos kontrollgruppen, men eggene måtte være nærmere enn 5 m fra luftkanoen for at dette skulle inntreffe. Lengre unna enn 5 m var dødeligheten den samme i de to gruppene. For larver gav de fleste arter og stadier ingen forskjell mellom eksponert gruppe og kontrollgruppe. De grupper hvor man fant signifikante forskjeller, var for plommesekklarver hos piggvar og ansjos, hvor det ble dokumentert økt dødelighet ut til ca 2 m fra luftkanonklynge. Hos postlarver (ca 6 mnd gamle) fant man også økt dødelighet for piggvar ut til 2 m og torsk ut til 5 m. For yngel fant man noe økt dødelighet hos torsk 1-2 m fra luftkanonklynge. Generelt kan man derfor si at seismikk kan skade og føre til økt dødelighet for egg og larver, men skadeomfanget er begrenset til en radius på 5 m fra en luftkanonklynge.

Sætre og Ona (1996) brukte disse resultatene videre for å undersøke om slike skader og økt dødelighet kunne medføre potensiell populasjonseffekt hos fisk. De antok derfor et «worst case scenario» med antagelse om at alle larver og yngel som befinner seg i en radius på 2 m fra luftkanonene dør. For en standard 3D seismisk undersøkelse over 30 dager ble dødeligheten som følge av seismisk aktiviteten beregnet til 0.03 % av larvebestanden. Til sammenlikning er den naturlige dødeligheten for larver og yngel 5-15 % pr døgn i denne fasen. Seismikk vil derfor potensielt gi en additiv dødelighet, men denne vil utgjøre en forsvinnende liten andel sammenliknet med den naturlige dødeligheten, og det er derfor svært lite sannsynlig at skader og dødelighet på tidlige livsstadier kan gi noen populasjonseffekt.

Større fisk vil i motsetning til larver og yngel ha mulighet til å svømme bort fra lydkilden. Det er gjort noen studier på voksen fisk i bur, hvor man har studert potensielle skadeeffekter av seismikk. Hos «pink snapper» (*Pagrus auratus*) ble det påvist skader på hørselsceller (McCauley et al. 2003), men dette studiet kan ha vært belemret med metodologiske problemer. I ett annet studie på 3 arter av ferskvannsfisk ble det funnet et midlertidig hørselstap for to av dem. Hørselen ble normalisert etter 24 timer (Popper et al. 2005). Lydnivået som fisken ble utsatt for i begge disse studiene tilsvarer nivåene ca 5 m fra en seismisk kilde. Begge disse studiene ble gjort på fisk i bur, som dermed ikke hadde noen mulighet til å forflytte seg. Siden voksen fisk er mye mer mobil enn larver og yngel, vil en anta at disse svømmer vekk før kilden er så nær som 5 m. Direkte skade på voksen fisk anses derfor ikke som et stort potensielt problem, og potensialet for populasjonseffekter er minimale.

3.4 Detonasjoner

Detonasjoner under vann skaper en sjokkbølge som medfører ekstremt hurtig trykkøkning. Slike sjokkbølger kan være skadelige for fisk, og medfører direkte død ved nivåer > 240dB (re μ Pa) spisstrykk (Kjellsby & Kvalsvik 1997). Amerikanske militære myndigheter etablerte på 70-tallet en risikomodell for skade på fisk fra detonasjoner (Yelverton et al. 1975). I mangel av nyere studier brukes denne modellen ofte enda. Den sier at risiko øker med ladningsstørrelse, økende dybde på fisken eller ladningen, og at liten fisk er mer sårbar enn større fisk. Sikkerhetsavstand fra en ladning på 100 kg er for eksempel 800 m for en 2 Kg stor fisk, men 1.5

km for 50g yngel. Omfanget av skade på vill fisk er likevel begrenset siden detonasjoner vanligvis er enkelthendelser. Problemstillingen med skade og død på fisk i forbindelse med detonasjoner er likevel en spesielt viktig problemstilling i norske farvann på grunn av utbredelsen av havbruksanlegg. Sommeren 1989 døde for eksempel store mengder laks i oppdrettsanlegg i Altafjorden i forbindelse med en serie undervannsdetonasjoner (Kjellsby 1993). Avstanden fra detonasjonene til anlegg hvor det ble påstått å ha oppstått skade på fisken var > 10 km, og dette kunne ikke forklares med eksisterende risikomodeller. Det er mulig at fisken kan ha fått panikk og blitt klemt i hjel mot nota på grunn av gjentatte detonasjoner. Fisk med lukket svømmeblære kan bli påført skade på svømmeblæren dersom de utsettes for kraftige sjokkbølger, og fisk med åpen svømmeblære som laksefisk kan oppleve at svømmeblæren kollapser dersom de utsettes for kraftige trykkbølger eller dersom fisken blir klemt sammen. Det er fortsatt store kunnskapshull hva angår vår forståelse av hvordan og ved hvilke nivåer skade oppstår på fisk i forbindelse med detonasjoner.

3.5 Oppsummering av kunnskapsstatus

Militære sonarer kan skade fisk, men skade er begrenset til nærområdet rundt sonaren (<100 m avstand) og risiko for bestandseffekter er dermed ekstremt liten.

Seismikk kan skade fisk, men skade er begrenset til nærområdet rundt luftkanonene (<5 m avstand) og risiko for bestandseffekter er dermed ekstremt liten.

Skade på larve- og yngelstadiet hos fisk er dokumentert for både sonar, seismikk, pæling og detonasjoner. Selv om fiskelarver og yngel ikke kan foreta effektive unnvikelse fra lydkilden, viser studer at akkumulerte effekter av røelle sonar- og seismikkoperasjoner ikke vil gi et skadeomfang som forventes å påvirke rekruttering til fiskebestander.

Detonasjoner kan føre til skade på fisk over relativt lange avstander avhengig av ladningstørrelsen. Omfanget av operasjoner er derimot begrenset, og detonasjoner har neppe en vesentlig effekt på bestander av vill fisk.

Oppdrettsfisk kan skades av detonasjoner flere kilometer unna, men det er stor usikkerhet knyttet til skadetersklene.

4 Atferdsendringer hos sjøpattedyr

4.1 Sonar

De siste 10 årene har det vært gjennomført et stort antall studier på dette temaet. Her begynner man nå å få ganske god kunnskap om mange arter. Mange av disse studiene har vært gjort ved at man plasserer sensorer på dyrene som gir detaljert informasjon om hvordan de dykker, horisontalt svømmemønster samt gjør opptak av dyrets vokalisering og de nivåene de eksponeres for. Ved å sammenlikne hvordan dyra beveger og oppfører seg før, under og etter eksponering til sonar, kan man dokumentere endringer i adferd, samt hvor lenge etter endt eksponering det tar før dyret kommer tilbake til sin normale adferd. En av de vanligste atferdsendringene på tvers av arter er unnvikelse av kilden. Hvor sterk denne er varierer imidlertid fra art til art (Harris et al. 2015). Den mest ekstreme unnvikelsen er observert hos ulike arter av nebbhval (Tyack et al. 2011, Miller et al. 2014, De Reuter et al. 2013). I norske farvann har vi bare en art av nebbhval, og denne er like sensitiv som mer tempererte og tropiske arter (Miller et al. 2015). Selv en kort (30min) eksponering førte til at dyrene som beitet i området ved Jan Mayen forlot det eksponerte habitatet i mer enn 24 timer etter endt eksponering (Miller et al. 2014). Nebbhval starter også å unnvike ved relativt lave lydnivåer, ned mot 100 dB re 1 μ Pa (De Reuter et al. 2013, Miller et al. 2015). På den andre siden har man grindhval som kun viser kortvarig unnvikelse når de eksponeres for nivåer > 170 dB re 1 μ Pa (Antunes et al. 2014). Mellom disse ytterpunktene finner man ulik grad av unnvikelse hos de aller fleste arter hvor dette har vært undersøkt; spekkhogger (Miller et al. 2012), knølhval (Sivle et al. 2015) og vågehval (Sivle et al. 2015, Kvadsheim et al 2017).

Mange arter viser også endring i måten de dykker på; både spekkhogger, grindhval og spermhval som foretar dype beitedykk i forkant av sonareksponering, slutter med dette, og begynner istedenfor å dykke nærmere overflaten (Sivle et al. 2012), noe som er typisk når de vandrer mellom områder. Også her er ulike nebbhvalarter de som viser den mest ekstreme responsen. Disse kan reagere med svært dype unnvikelsesdykk, før de på samme måte som de andre artene foretar grunne, typiske vandringsdykk (Tyack et al 2011, De Reuter et al 2013, Miller et al. 2015). Disse artene finner mat på store dyp, og foretar ofte dykk ned til 1000 og 2000 m dyp. Det som er spesielt med de dype dykkene under eksponering er for det første at de er mye dypere (kan være > 2000 m) og har lengre varighet, men også at hvalens ekkolokalisering, som viser at den leter etter mat, totalt opphører. Disse dype dykkene er derfor ikke for å lete etter mat, men er trolig en del av unnvikelsen. Det har vært spekulert i at sonarer utløser en anti-predator strategi for å komme seg unna en ukjent trussel (Tyack et al. 2011). Spekkhogger angriper tidvis nebbhval, men den er ikke i stand til slike dype dykk. Å dykke til et dyp hvor den er utilgjengelig for spekkhoggeren, samtidig med at de er helt stille og tilbakelegger en stor horisontal distanse er derfor en effektiv måte å komme seg unna en potensiell fare på. Slike dypdykk kan derimot medføre økt risiko for å utvikle dykkersyke (Hooker et al. 2009, Kvadsheim et al. 2012, Fahlman et al. 2014).

En annen, biologisk viktig atferdsendring er avbrutt beiteaktivitet. Mange arter, som spermhval, spekkhogger, grindhval og nebbhval, har en typisk beitevokalisering (ekkolokalisering) forbundet med matsøk. Opphør av slik vokalisering brukes derfor som indikator på avbrutt beiting. Bardehvaler som knølhval, finnhval og blåhval vokaliserer ikke aktivt når de beiter. Men sensorer som forskerne fester på hvalen registrerer når disse store dyrene akselererer mot byttedyrene og åpner sin enorme kjeft og gaper over en stor mengde vann fullt med for eksempel krill eller småfisk og skyver så ut vannet over bardene, slik at maten blir igjen. Et slikt jafs fører til en påfølgende kraftig retardasjon. Dette akselerasjons og retardsjons-mønsteret brukes som indikasjon på aktiv beiting hos bardehvaler. På tvers av arter er et typisk gjennomgående trekk at dyr som aktivt beiter i det sonareksponering starter, avbryter denne aktiviteten. Avbrutt beiting er vist for ulike arter av nebbhval både i norske farvann (Miller et al. 2014) og i amerikanske (De Reuter et al. 2013, Tyack 2011), og varigheten er ofte lang, det vil si at det tar lang tid før de starter med aktivt matsøk igjen. Hos spermhval (Isojunno et al. 2016), spekkhogger og grindhval (Sivle et al 2012, Miller et al. 2012) er det også påvist at dyr som i forkant av sonar er i beitemodus, forandrer atferdsmønster. Imidlertid er nivåene dette inntreffer ved mye høyere, og tiden før beiting gjenopptas kortere for disse artene enn hva man har sett for nebbhval. Studier av beitende bardehvaler som knølhval (Sivle et al. 2016) og blåhval (Goldbogen et al. 2013) har vist at også disse typisk reduserer sin beiteaktivitet når de eksponeres for sonarpulser. Dette skjer derimot ikke alltid. I ett studie av fin- og blåhval før og under sonareksponering ble det observert beitende hval gjennom hele eksponeringsperioden (Croll et al. 2001). Goldbogen et al. (2013) viste at blåhval som beiter i overflaten ikke viste noen endring, mens blåhval som beitet i dypet avbrøt beiting under sonareksponering. At det er såpass store variasjoner mellom artene illustrerer kompleksiteten og at vi fortsatt ikke forstår hele bildet.

Vokalisering er ikke bare assosiert med beiting, mange arter bruker også lyd for eksempel til å kommunisere. Grindhval er svært sosiale og har et rikt utvalg av kommunikasjonslyder. Grindhval har vist seg å «herme» etter sonarlyden når de eksponeres uten at man helt vet hvilken funksjon dette kan ha (Alves et al. 2014). Knølhvalen er en art som er svært vokalt aktiv i forbindelse med parring hvor den synger lange, komplekse «sanger». Studier av syngende knølhval har vist at den øker lengden på sangen sin når den eksponeres for militære sonarer, muligens for å kompensere for tapt hørbarhet (Miller et al. 2000, Fristrup et al. 2003). Et studie av vokalt aktive vågehval ble gjort utenfor Hawaii hvor det står permanente hydrofoner på bunn, ved å sammenlikne opptak av vågehvalvokalisering før og under en sonarøvelse, og hvor man påviste at denne vokaliseringen opphørte under eksponering (Martin et al. 2015). Svakheten med denne studien er imidlertid at man ikke vet om hvalen blir borte, og man derfor ikke hører dem, eller om de blir værende, men stopper vokalisering. Andre studier hvor dyrene er merket med sensorer viser at habitatsunnvikelse er det mest sannsynlige hos vågehval (Sivle et al 2015, Kvadsheim et al. 2017).

Selv om ulike atferdsendringer er fremstilt separat her, er det ofte en klar sammenheng mellom dem; unnvikelse for å komme seg bort er ofte assosiert med endrede dykkemønster, da dype dykk ikke er særlig effektivt for hurtig å tilbakelegge distanse. Når dyrene slutter å dykke dypt hvor maten finnes, opphører naturlig nok også beiteaktivitet (Sivle et al. 2012).

Studiene som har vært gjort på atferdsendringer hos hval, tyder på at det ikke er det mottatte lydnivået alene som utløser en gitt atferdsrespons, men at dette ofte varierer med hvilke sosiale eller atferdsmessige kontekst dyret befinner seg i. Imidlertid kan man ved hjelp av såkalte dose-respons analyser angi ved hvilke lydnivåer man med for eksempel 50% sannsynlighet kan forvente å oppnå en gitt atferdsrespons. Dette har blitt brukt til å definere sannsynligheten for unnvikelse hos spekkhogger ved ulike lydnivåer (Miller et al. 2014), og også til å sammenlikne sensitiviteten hos ulike arter (Harris et al. 2015) i ulike kontekster. Sistnevnte studie viste at spekkhogger reagerte ved lavere lydnivåer enn både spermhval og grindhval, uavhengig av om dyra var i beitemodus eller ikke. Disse tre artene har også blitt sammenliknet med resultater for knølhval, som viste den høyeste responsterskelen av disse, det vil si at de reagerer først ved høyere lydnivå enn de andre artene (Sivle et al. 2015).

4.2 Seismikk

I følge tall fra Oljedirektoratet har omfanget av seismiske undersøkelser vært relativt stabil de siste 25 årene, i hvert fall målt i utseilte båtkilometer med aktiv seismikk. I 2015 var dette tallet ca 133.000 båt-km. Omfanget av støyforurensing fra seismikk er dermed vesentlig høyere enn for andre pulsede støykilder i Norske farvann. I tillegg bruker man også høyere kildenivå (>240 dB spisstrykk re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$) (Dalen et al. 2009) enn for eksempel for militære sonarer (220-230 dB RMS $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ (Ainslie 2010), og seismikk inneholder også mer lavfrekvent energi enn militære sonarer (Dalen et al. 2009, Ainslie 2010) noen som medfører at lyden vil propagere i vannsøylen med mindre dempning. Et eksempel på hvor langt seismiske pulser kan propagere er at lyttebøyer i Framstredet registrerte lett hørbare seismiske pulser fra en undersøkelse som foregikk i Norskehavet 1400 km unna (Tollefsen & Sagen 2014). Risiko for negative effekter av menneskeskapt støy er som sagt en funksjon av både omfanget av forurensingen og hvilke effekt denne har. Dersom man skulle vurdere potensialet for negative effekter av ulike typer menneskeskapt støy ut fra eksponeringsomfanget alene (omfanget av bruken av støykilden og støykildens egenskaper som kildenivå og energiinnhold) har seismikk et mye større potensialet til å kunne føre til negative miljøkonsekvenser enn andre typer pulsede støykilder som brukes i norske farvann. Når det gjelder mulige effekter på sjøpattedyr forsterkes dette av at mye av seismikken flyttes nordover i Norskehavet og inn Barentshavet. I følge tall fra OD foregikk 40% av alle seismiske undersøkelser på norsk sokkel i 2015 i Barentshavet. Dette betyr at aktiviteten er flyttet inn i områder hvor den kommer i berøring med nye arter, og mye tettere forekomster av sjøpattedyr enn tidligere.

Som for sonar er det atferdseffekter som har størst potensialet til å kunne føre til konsekvenser på bestandsnivå. Det er derfor et paradoks at vi har vesentlig mindre kunnskap om hvordan seismikk påvirker ulike arters atferd enn vi har for eksempel for militære sonarer. Dette skyldes åpenbart ikke mangler på tilgjengelig metodikk, da de metoder som har vært brukt for å studere effekter av militære sonarer og pæling på sjøpattedyrs atferd er lett overførbare til seismikk. Til tross for det antallet arter vi har av sel og hval i norske farvann, og viktigheten av norske farvann som beite og yngleområdet for mange bestander av sjøpattedyr, er det til dags dato ikke

gjennomført noen studier av effekter av seismikk på sjøpattedyr i Norge. Med utgangspunkt i de studiene som er gjennomført andre steder har vi oppsummert kunnskapsstatus under.

4.2.1 Responser hos sel og tannhvaler

Studier av atferdsresponsen til sel som eksponeres for seismiske signaler er spesielt mangelfulle. Observasjoner av sel fra et seismikkfartøy utenfor kysten av Alaska viste ingen endring i observasjonsraten under seismikk sammenlignet med perioder uten aktiv seismikk (Harris et al. 2001). Problemer med denne type studier hvor observasjonene foretas fra selve kildefartøyet er at man ikke vet hva som foregår lenger unna kilden. Selv om resultatet kan indikere at det ikke er noen vesentlig unnvikelse, vet man ikke om mer sensitive arter og individer ikke er observerbare fordi de allerede har fjernet seg. I dette studiet har man likevel forsøkt å kontrollere for dette.

Når det gjelder tannhvaler så har effekten av seismikk vært studert på spermhval og nise. Tougaard et al. (2014) sammenfattete en rekke eksperimentelle studier (CEE) hvor frittlevende niser ble eksponert for ulike type støykilder (pingere, sonar og pøling), og fant at niser typisk reagerer med unnvikelse av habitat ved nivåer som ligger 45 dB over høreterskelen. For seismikk ville dette innebære en responsterskel på ca 160 dB (RMS re 1 μ Pa), noe som gir en effektsone på 5-10 km fra en seismisk kilde (Thompson et al. 2013). Observasjonsstudier hvor man kombinerer passiv akustisk monitorering av nisenes ekkolokalisering med fly-survey utenfor kysten av Skottland under reelle seismiske undersøkelser bekrefter både type og omfang av denne type unnvikelsesresponsen (Thompson et al. 2013), men nisen returnerte raskt til området etter undersøkelsen og viste også habituering gjennom den 10 dager lange undersøkelsen. Selv om unnvikelsen til nise fra områder hvor det forgår seismikk er moderat viser det seg derimot at nisen likevel reduserer aktivitetsnivå der de er og at beiteatferd blir forstyrret flere titalls km fra en seismisk undersøkelse (Pirota et al. 2014).

Miller et al. (2009) merket spermhval i Meksikogulfen med skatte DTAG som registrerer både det akustiske eksponeringsnivå, dyrets aktivitet og vokalisering. 8 dyr ble eksponert til 1-2 timers seismikk fra en fullskala seismisk kilde på 1-13 km avstand. Ingen av dyrene viste tegn til unnvikelse og de skiftet heller ikke atferdsmodus, selv om man fant små endringer i beiteatferd («*buzz rate*» og «*fluke rate*» gikk noe ned). Disse responsene beskrives likevel som subtile. Resultatene fra dette studiet viser at spermhval i liten grad endrer atferd i områder hvor det skytes seismikk. Spermhval er en av de få artene hvor man kan sammenligne responsen til seismikk med responsen til sonar. Studier på effekten av sonar på spermhval viser at de heller ikke i særlig grad unnviker sonarer, men de endrer både dykkatferd (Sivle et al. 2012) og de reduserer beiteaktivitet mens sonaraktiviteten pågår (Isojunno et al. 2016). Det spekuleres i at manglende responsen til seismiske pulser kan skyldes at disse ligner på spermhvalens egne klikk (Madsen & Møhl 2000), som den bruker til ekkolokalisering, mens signalene fra militære sonarer kanskje heller assosieres med lydene fra predatorer (spekkhogger) Curé et al. 2016.

4.2.2 Responser hos bardehvaler

De fleste studier av hvordan seismikk påvirker atferden til sjøpattedyr har fokusert på bardehvaler. Brasilianske myndigheter har rapport til den Internasjonale Hvalfangstkommisjonen at strandingsfrekvensen for knølhval øker i forbindelse med 3D-seismiske undersøkelser (Engel et al. 2004). Et stort studium av hvordan knølhval reagerer på seismikk utenfor kysten av Australia (BRAHSS = Behavioural Response of Australian Humpback whales to Seismic Surveys, <http://www.brahss.org.au/>) har derimot ikke påvist noen dramatiske responser (Dunlop et al. 2015). Under dettes studiet kombinerte man merking av hval med akustiske loggere med sporing av hval fra land. Dyrene ble deretter eksponert for skalerte seismiske kilder. Resultatene viser bare kortvarig moderat unnvikelse, men tilstrekkelig til at den såkalte «soft start» prosedyren reduserer nivåene dyrene eksponeres for (Dunlop et al. 2016). «Soft start» er en prosedyre hvor man i oppstarten av en seismisk undersøkelse gradvis øker lydnivåene ved å begynne med 1 kanon og øker i trinn til hele kanonrekken er aktivert. Hensikten er å gi dyrene en mulighet til å flytte seg bort fra kilden før nivåene blir så høye at dyrene kan ta skade (se kap 2). I motsetning til knølhval viser grønlandshval utenfor kysten av Alaska unnvikelse fra seismiske kilder som er nærmere enn 8-10 km (Richardsen et al. 1986, Robertsen et al. 2016). I tillegg viser de endret dykkatferd og respirasjonsrate ved nivåer >142-157 dB (peak, re 1µPa), tilsvarende ca 8 km avstand fra seismikk-kilden (Richardsen et al. 1986, Robertsen et al. 2016). Et lignende atferdsmønster fant man også hos gråhval (Ljungblad et al. 1982), men i motsetning til grønlandshval opptrer gråhval ikke i norske farvann. Også finnhval unnviker seismikk-kilden, i hvert fall under parringen, men omfanget av unnvikelsene er ikke kvantifisert (Castellote et al. 2012).

Bardehvaler bruker lavfrekvent lyd til å kommunisere med hverandre over store avstander, spesielt i forbindelse med parring. Seismiske pulser inneholder mye energi i det samme frekvensbåndet, og seismikk vil derfor kunne maskere kommunikasjonen mellom dyrene. Det er derfor gjennomført flere studier hvor man har brukt akustiske sensorer for å studere hvordan dyrenes vokalisering eventuelt endrer seg når de utsettes for seismikk. Disse studiene viser at både knølhval (Cerchio et al. 2014), finnhval (Castellote et al. 2012) og grønlandshval (Blackwell et al. 2015) endrer vokal atferd under seismiske undersøkelser. Grønlandshval reagerer for eksempel med å øke vokaliseringsfrekvensen for å kompensere for økt støynivå, men bare dersom støyen er moderat (<94 dB SEL re 1µPa²·s) (Blackwell et al. 2015), mens de reduserer vokaliseringene dersom støyen blir mer intens (>127 dB), og blir helt stille ved nivåer over 160 dB (Blackwell et al. 2015). Finnhval endrer frekvens og båndbredde dersom de forstyrres av seismikk (Castellote et al. 2012), noe som mest sannsynlig er et forsøk på å kompensere for den økte støyen slik at de fortsatt blir hørt av andre individer.

4.3 Andre støykilder

4.3.1 Pæling

Studier av atferdseffekter hos sjøpattedyr i forbindelse med pæling har hovedsakelig vært gjort i forbindelse med utbygging av vindparker. Disse studiene har da fokusert på nise og sel. Studier på nise viser at denne arten unnviker området med opp til ca 20 km, og at det kan ta opp til 72 timer før nise kommer tilbake til området etter at aktiviteten er avsluttet (Brandt et al. 2011, Tougaard et al. 2009, Dähne et al. 2013). En nyere studie av satelittmerkede steinkobber viste en signifikant unnvikelseeffekt av merkede individer ut til om lag 25 km fra pælingsaktiviteten, i forbindelse med konstruksjonsfasen av havbaserte vindaggregater (Russel et al. 2015). Unnvikelsen i studien av Russel et al. (2015) ble utelukkende dokumentert for perioder med pæling, mens det ikke var noen påviselige effekter i perioder med andre konstruksjonsaktiviteter eller under drift av vindaggregatene. I kontrast til denne studien er observasjoner av ringsel som tilsynelatende nærmet seg en pælingskilde på inntil 60 m før de viste noen særlig grad av unnvikelse, noe som kan tolkes som at selene har blitt habituert til støyen (Blackwell et al. 2004). Pæling ser altså ut som den kan føre til habitatsunnvikelse hos noen arter, og hvilke konsekvenser dette får for bestander vil avhenge av tilgang på alternative habitater som er like attraktive.

4.3.2 Skipsstøy

Det største potensiale for negativ påvirkning av skipstøy er sannsynligvis maskering, det vil si at dyrene har vanskeligere for å høre hverandre i et miljø med mye støy. Dette er påvist for en rekke arter og oppsumert i Erbe et al. 2016.

Skipstøy dekker samme frekvensbånd som mange bardehvaler vokaliserer i, og er derfor en potensiell forstyrrelse for deres kommunikasjon. Økning i bakgrunnsstøy grunnet skipstrafikk gjør at avstanden mellom dyr som kan høre hverandre kan bli betydelig redusert (Slabberkoorn et al. 2010). Det er påvist at finnhval har endret sin vokalisering under eksponering til skipstøy ved at varigheten ble forkortet, og at den skiftet hovedfrekvensen for sin vokalisering, sannsynligvis for å prøve å unngå vokalisering på samme frekvens som støyen (Castelotte et al. 2012). En undersøkelse som egentlig skulle se på effekter av seismikk på knølhval påviste at hvalene unngikk seismikkskipet, men at dette også skjedde når skipet ikke skjøt seismikk, altså var det sannsynligvis skipet i seg selv som førte til unnvikelse (Dunlop et al. 2015). Unnvikelse for skipstøy er også dokumentert for spekkhogger (Williams et al. 2014). Ikke alle arter reagerer nødvendigvis på skipsstøy, blant annet fant man ikke noen form for unnvikelse hos retthval til verken playback av skipsstøy eller ekte skipsstøy (Nowacek et al. 2004). Manglene unnvikelse vil øke faren for kollisjon med skip.

4.3.3 Hvalsafari

Hvalsafari har de senere år blitt en viktig turistindustri i mange områder også i Norge. Eksempler på dette er i Vestfjorden-Ofotfjorden-Tysfjorden på vinterstid på 1990- og begynnelsen av 2000-tallet da store mengder spekkhoggere samlet seg for å beite på

overvintrende sild. Dette fenomenet har de siste årene gjentatt seg i fjordene utenfor Tromsø, Senja og Andfjorden, og det har ført til en rask etablering av nye hvalsafariselskaper i dette området. Utenfor Andenes har det i en årrekke vært arrangert hvalsafari om sommeren med utgangspunkt i Andenes, med spermhvalen som beiter langs eggakanten som mål. Hvalsafari innebærer at det er mye båter, gjerne også raske småbåter, rundt hvalene i relativt lange perioder. Dette kan potensielt oppleves som en belastning på dyra. Det har vært gjort noen studier på hvordan dette kan påvirke hvalens adferd og det er dokumentert effekter som mindre overflatetid og lengre dykk, samt økt svømmehastighet, og at individene holder sammen i tettere grupper enn de gjør når det ikke er turistbåter til stede (New et al. 2015, Visser et al. 2016). Hvor sterk responsen er avhenger av faktorer som antall turistbåter i området, hvilken type båter det er og hvor nært de går, men man vet for lite om disse effektene til å kunne si noe om mulige biologisk signifikanser og eventuelle effekter på populasjonsnivå.

4.4 Oppsummering av kunnskapsstatus

4.4.1 Sonar

Det er nylig publisert flere oversiktsartikler som oppsummerer kunnskapen om hvordan militære sonarer påvirker atferd hos sjøpattedyr (Southall et al. 2016, Gomez et al. 2016, Harris et al. 2016). Disse peker dels på en positiv utvikling i forhold til metodikk for å studere dette og dels på at det er store variasjoner mellom artene men også innad i en art, og at mye tyder på at både atferdskontekst (hva driver dyrene på med når de blir eksponert) og eksponeringskontekst (frekvens, lydnivå, type signal, bakgrunnsstøy, hastigheten til kilden og så videre) er av betydning. Noen typer responser er sannsynligvis uten betydning, mens andre kan helt klart ha biologisk signifikant betydning. Med bakgrunn i den betydelige litteraturen vi har gjennomgått, hvorav mange studier er av nyere dato, oppsummerer vi temaet «atferdseffekter av militære sonarer på sjøpattedyr» på følgende måte:

Det er etablert flere typer metodikk for å studere atferdsendringer hos sjøpattedyr de senere årene. Kontrollerte eksponeringer av dyr som er merket med sensorer og observasjonsstudier på dyr både i felt og i fangenskap har gitt nyttig innsikt.

Studier på en rekke ulike arter viser ulike typer responser som unnvikelse av området, avbrutt beiteadferd, endret vokalisering og endret dykkadferd.

Det er stor variasjon mellom arter, noen arter synes å være sensitive (reagerer sterkt og på lave nivåer), for eksempel nebbhval, nise, spekkhogger og vågehval, mens andre er mindre reaktive (høyere reaksjonsterskel, mindre alvorlige reaksjoner), for eksempel knølhval og grindhval.

Dokumenterte effekter har potensiale for populasjonseffekter hos enkelte arter og situasjoner, avhengig av eksponeringsomfang.

Atferdskontekst er svært viktig, både for hvordan dyra reagerer og den biologiske signifikansen.

Utfra dose-respons analyser kan man predikere ved hvilke lydnivåer man har en gitt sannsynlighet for at en viss reaksjon vil inntreffe, 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.

Det utvikles også nye sonarkilder, og i årene som kommer vil det sannsynligvis bli mer vanlig å bruke såkalt kontinuerlig aktiv sonar (CAS) istedenfor typisk pulset sonar som alle de overnevnte studiene har vært gjort på. Det er ikke sikkert at dyras reaksjon til en slik kontinuerlig lyd er lik den pulsede, og det vil derfor være nødvendig å gjøre forsøk der man sammenlikner disse to sonartypene.

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, men det er fortsatt på et svært tidlig stadium og man trenger mer kunnskap om dette.

Noen arter som nebbhval viser seg å være særdeles sensitive, og det er viktig med enda bedre kunnskap om hvordan disse artene reagerer for å kunne sikre en god forvaltning.

4.4.2 Seismikk

Det er publisert flere oversiktsartikler de siste årene som oppsummerer kunnskap om effekter av seismikk på sjøpattedyr (Nowacek et al. 2013, Nowacek et al. 2015). Disse har fokus på behovet for internasjonale reguleringer. Dessverre er det relativt få studier av slike effekter, paradoksalt

nok siden den internasjonale interesseorganisasjonen for olje og gassprodusenter (OGP) tilsynelatende skal ha brukt mer enn 50 millioner US\$ på denne type forskning de siste 10 årene (<http://www.soundandmarinelife.org/>). Manglene kunnskap skyldes ikke manglende metodikk, da man har langt mer kunnskap om hvordan for eksempel militære sonarer påvirker atferd hos sjøpattedyr. Dette fører til spørsmålet om hvor overførbart kunnskap om atferdsrespons er mellom ulike type støykilder. Signaler fra militære sonarer og seismikkpulser har forskjellig trykkforløp og frekvensinnhold. De er likevel godt hørbare for alle sjøpattedyr, og det er dermed ingen fysiologisk grunn til at det skal være forskjell. Man må kunne høre et signal for å kunne reagere på det, men hvordan man reagerer er avhengig av hva man assosierer med lyden. Spermhval reagerer ganske forskjellig på sonar og seismikk, muligens fordi de assosierer seismikk med artsfrender (Madsen & Møhl 2000), mens de assosierer sonar med en predator (Curé et al. 2016). Nise reagerer derimot på begge type signaler, mens knølhval er lite sensitiv for både sonar og seismikk.

Vi oppsummerer kunnskapsstatus på følgende måte:

Seismiske kilder har høye kildenivå (240 dB), og genererer lyd (<500Hz) som propagerer langt, 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.

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.

Det er generelt få studier på sel og tannhvaler. Nise ser ut som er en sensitiv art som reagerer på lange avstander og lave nivåer, mens spermhval oppviser bare subtile atferdsendringer selv på korte avstander fra seismiske kilder.

Studier på bardehvaler vise at responser varierer med art og sannsynligvis også kontekst. Eksempler på responser som kan få betydning på populasjonsnivå dersom eksponeringen er tilstrekkelig i sensitive perioder er habitatsunnvikelse og eller forstyrrelse av akustisk kommunikasjon mellom individene. Dette er vist i studier på grønlandshval, knølhval og finnhval.

Det mangler mer eller mindre helt studier av arter som regnes som spesielt sensitive til andre typer lydpåvirkning (sonar og pøling), for eksempel nebbhval, nise, vågehval, spekkhogger.

Det er dokumentert mange flere typer responser til sonar enn seismikk, til dels også mer omfattende responser hos flere arter. Dette kan skyldes at det er reelle forskjeller, men det kan også skyldes at det er langt færre studier av atferdseffekter til 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. Studier viser også at hørselsevnen (frekvensen) ikke kan brukes til å forutse hvilke typer støy som fører til responser.

Dokumenterte effekter har potensiale for populasjonseffekter hos enkelte arter og situasjoner, avhengig av eksponeringsomfanget.

4.4.3 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.

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.

Hvalsafari er en aktivitet som skaper både støy og fysisk tilstedeværelse rundt først og fremst enkelte hvalarter i forbindelse med at disse opptrer i store konsentrasjoner for å beite. Det betyr at de potensielt forstyrres i en biologisk viktig aktivitet.

5 Atferdseffekter på fisk

5.1 Hva slags lyd reager fisk på

Fisk er like følsomme for lyd, uttrykt som lydenergi, som pattedyr. De er svært følsomme for lyd i frekvensområdet 1 – 200 Hz, og fisk har dermed en velutviklet lavfrekvent hørsel. Mange fisk, omtrent 30 % av alle nålevende arter, har i tillegg tilpasninger (se kap 1.4) som også gjør dem følsomme for høyfrekvent lyd opp til noen få kHz (hørselsspesialister). Fisk påvirkes instinktivt mest atferdsmessig av lydfrekvenser < ca 200 Hz. Den atferdsmessige betydningen av høyfrekvent (> 500 Hz) hørsel hos fisk er fortsatt uklar.

Fisk lever i et miljø rikt på hørbar lyd fra naturlige prosesser som seismisk aktivitet i grunnen, hav- og tidevannsstrømmer, bølger, regn, isdekke og isbevegelser med mer (se Dalen et al. 2007, 2009, Karlsen & Hansen 2013). Mange av disse lydkildene er stasjonære, som den Midatlantiske ryggen der kontinentalplatene driver fra hverandre, Golfstrømmen og posisjonen til kontinenter og øyer. Dette har ført til hypotesen om at eksisterende mønstre av lyd i havet anvendes av fisk og sjøpattedyr i navigering under storskala vandringer (Sand & Karlsen 2000). I mindre skala er det i dag generelt akseptert at både fisk og sjøpattedyr lærer bakgrunnslydene i sitt nærmiljø, og aktivt bruker et indre akustisk «landskapskart» og medfødte atferdsresponses på lyd i sine lokale bevegelsesmønstre.

I tillegg til de overnevnte ikke-biologiske lydkildene, er det veldokumentert at en rekke marine dyr som bl.a. krepsdyr, fisk og sjøpattedyr produserer lyd (Popper et al, 2001, Pamentier & Fine 2016). Mekanismene for lydproduksjon varierer og omfatter strukturer som skraper mot hverandre, vann som presses ut av åpninger, gjenstander eller kroppsstrukturer som trommer mot underlaget eller spesialiserte muskler (lydmuskler) som setter gassfylte blærer eller vedheng i vibrasjon. Kommunikasjonslyder hos fisk basert på muskelinduserte vibrasjoner av svømmeblæren, består normalt av en artstypisk lydimpuls med frekvenser < 200 Hz. Lydimpulsen gjentas så i korte eller lengre pulstog avhengig av informasjonen som skal formidles. Eksempelvis minner kurtise- og gytelyder til hyse ikke så lite om lyden av en Harley-Davidson motorsykel. De spesialiserte lydmusklene koplet til svømmeblæren bestemmer i hovedsak lydens særtrekk. Hos fisk som er hørselsspesialister er lydmusklene særlig raske og kommunikasjonslydene har typisk noe mer høyfrekvente grunntoner opp mot 3 - 400 Hz. Lydproduksjonen hos fisk er generelt viktig i territoriell atferd og reproduksjonsatferd (kurtise og gyting). Det er også veldokumentert at fisk instinktivt reagerer med unnvikelsesatferd på lyder som lages av deres predatorer, og at de aktivt kan søke mot lyder dannet av deres byttedyr.

Siden fisk i mange henseende er avhengig av lyd og hørsel for overlevelse, er det ikke unaturlig at svært mange rapporter og vitenskapelige publikasjoner har vist at fisk kan påvirkes negativt atferdsmessig og fysiologisk av kraftige menneskeskapte lyder fra skipstrafikk, motorbåter, vindaggregater, undervannsekspløsjoner og seismikk. De dokumenterte påvirkninger av fisk omfatter at den menneskeskapte lyden maskerer kommunikasjonslyder knyttet til reproduksjon og territoriell atferd, forstyrrer oppmerksomheten slik at fangst av byttedyr reduseres samt

utløser unnvikelsesatferd ved økt svømmeaktivitet, at fiskene søker tett sammen, bevegelse mot bunnen og forflytning ut av det eksponerte området. Påvirkninger omfatter i tillegg økt fysiologisk stress ved økt ventilasjonsrate, økt hjerterefrekvens og økt metabolisme. Det er også foreslått at spiseintensiteten til fisk kan påvirkes negativt av støy (Løkkeborg et al. 2012), men dette er ikke dokumentert spesifikt.

C-respons (startle atferd) er en særegen og ofte omtalt atferdsrespons på kraftig lyd hos fisk og mange andre marine dyr (Eaton et al. 2001). Hos fisk er responsen en plutselig og kortvarig unnvikelse (fluktespons) der fisken foretar en sterk bøyning av kroppen til en «C-form» før den hurtig strekker seg ut og «skyter» til siden. Atferden utløses og styres av et eget nerve-nettverk i fiskens hjernestamme. Når C-responser observeres ved lydeksponering, er dette derfor et uttrykk for at fiskens nervenettsverk er stimulert og aktivert på en måte som om fisken var i umiddelbar livsfare. Ved gjentatte slike eksponeringer vil man i de fleste tilfeller observere også økt svømmeaktivitet, forflytninger, at fisk søker trygghet ved å svømme tettere sammen samt fysiologiske stressrespons. Det har derfor vært et fokus på å kartlegge lydnivåer som utløser C-responser hos ulike hørselsgrupper hos fisk med tanke på anvendelse av dette i en forvaltningsmessig beregning av påvirkningsavstander for fiskeri med mer (Karlsen og Eckroth 2011).

C-responser hos fisk som ikke er hørselsspesialister, eksempelvis makrell, tobis, laks, trepigget stingsild, tangkutling, hvitting og torsk, blir utløst kun av lydens partikkelbevegelse eller av en kombinasjon av lydens partikkelbevegelse og til dels lydtrykk. Øvre terskelverdier hos slike fisk er ca $0,1 \text{ m/s}^2$ tilsvarende et fjernfelt lydtrykknivå 161 -187 dB re $1 \mu\text{Pa}$ i frekvensområdet 10 – 200 Hz (Karlsen og Eckroth 2011). Fisk som er hørselsspesialister, eksempelvis sildefisk og karpefisk, er mer følsomme for lydtrykk, og terskelverdier for C-responser kan være så lave som 130-140 dB re $1 \mu\text{Pa}$ i det samme frekvensområdet.

Det er viktig å være klar over at lydinduserte C-responser og annen unnvikelsesatferd hos fisk er utviklet for å unnsnippe naturlige farer som eksempelvis angrep fra predatorer. De utløses dermed typisk av plutselige og av nære lyder. Dersom stigetiden til en lydimpuls øker, slik som skjer når avstanden til lydkilden øker, så øker også terskelverdien for C-responser hos fisk (Karlsen og Eckroth 2011). I tillegg kommer at fisk nylig er vist å kunne utvikle toleranse til lyd (se neste avsnitt). Dette er forklaringen på at fisk kan observeres med normal atferd nær fundamenter til bunnmonterte vindaggregater i sjøen selv om lydstryken kan måles til $>0,1 \text{ m/s}^2$, dvs. et lydnivå som burde utløse C-responser og unnvikelser. Tilsvarende kan man observere at fisk i trafikkerte skipsleder tilsynelatende er upåvirket atferdsmessig av skipsstøy idet et fartøy langsomt nærmer seg og passerer. Dette til tross for maksimale lydnivå over terskelverdi for C-responser. Seismikklyd er kraftige og plutselige lyder med frekvenser midt i hørselsområdet til fisk. Likevel er terskelverdier for C-responser hos fisk til seismikklyd betydelig redusert når stigetiden på pulsen er økt, dvs. avstanden til kilden er stor, selv om spissstrykket i pulsen er den samme (Karlsen og Eckroth 2011). I en vurdering av atferdsmessige effekter av sterk lyd er derfor de tidsmessige egenskapene i lyden viktige, i tillegg til spissverdier og lydenergier.

Et viktig forhold er at så og si alle effektstudier på fisk og andre organismer omfatter korte eksponeringer og få responsmålinger. Svært få studier omfatter repeterte eksponeringer og eventuelle effekter av tilvenning (habituering). Nylig er imidlertid fisk ved korallrev blitt eksponert for avspilling av motorbåtlyd over en tid på 3 uker, og man observerte da at innledende unnnvikelsesatferder til lydstryen forsvant etter en ukes eksponering (Nedelec et al. 2016). Tilsvarende ble det i løpet av de 3 uker ikke funnet økt nivå av stresshormoner eller negative effekter på vekst og generell atferd. Fisk, på samme måte som andre vertebrater, kan således opparbeide en toleranse for kjent støy. Graden av toleranse og tilvenning vil forventelig være avhengig av fiskearten, støyntivå og eksponeringsmønster.

5.2 Seismikk

Selv om omfanget av skadeeffekter på fisk er svært begrenset i forbindelse med seismiske undersøkelser så vil adferdseffekter kunne inntreffe ved mye lavere nivåer og dermed berøre mange flere individer (figur 1.6). Adferdseffekter hos fisk som blir eksponert for seismikk har vært studert hos ulike grupper på flere ulike måter, fra småskala laboratorieforsøk til storskala overvåkning, samt fangstforsøk. Vi har her valgt å gruppere studiene basert på to hovedgrupper av fisk med ulikt levested; bunnfisk og pelagisk fisk, uavhengig av metodikk som er brukt for å studere atferdsendringer.

5.2.1 Adferdsresponser hos pelagisk fisk

Sild og makrell er de to desidert viktigste kommersielle pelagiske artene i Norge. Effekter av seismikk på sild har vært studert ved to anledninger; under gytevandring på våren (Slotte et al. 2004) og under beiting på sommerstid (Pena et al. 2012). Ingen av disse studiene fant noen klar atferdsendring hos sild, verken i form av horisontal eller vertikal forflytning (Slotte et al. 2004) eller i stimens struktur og størrelse (Pena et al. 2012). En svakhet med begge disse studiene er imidlertid at de begge startet et stykke ute i en pågående seismisk undersøkelse, slik at fisken muligens var habituert, eller at fisk som var blitt skremt allerede kunne ha forsvunnet fra området

Makrellen har ikke svømmeblære og er derfor kun sensitiv til frekvenser < 350 Hz (Hansen & Karlsen 2016). I et pilotstudium viste Sivle et al. (2016) at makrell reagerer ved kraftig økning i svømmehastighet og endret stimstruktur under eksponering til infralyd (14 Hz), som representerer det laveste spekteret av at seismikksignal. Terskelverdier for atferdsresponsene var 0,03 – 0,1 m/s². I november 2016 ble det gjennomført ytterligere studier av adferdseffekter hos makrell i merd til nedskalert seismisk kilde. Foreløpige resultater tyder ikke på noen åpenbare panikkartede adferdsresponser, men endelige resultater vil ikke foreligge før på våren 2017.

Studier fra to arter pelagisk fisk utenfor Australia («Pink Snapper» og «Trevally») viste liknende responser som man så hos makrell i merd, det vil si C-responser, økt svømmehastighet og at stimen ble tettere (Fewtrell & McCauley 2012). Denne adferden ble utløst ved lydnivå rundt 150 dB re 1µ Pa. I California ble ulike uer arter (Sebastes sp.) studert før og under en seismisk undersøkelse, og det ble dokumentert at fisken ikke forflyttet seg horisontalt (Skalski

et al. 1992) men at den gikk dypere og viste typiske alarmresponser (tilsvarende C-responser) (Pearson et al. 1992). Lydnivået for når disse alarmresponsene varierte med art, men inntraff typisk mellom 180-225 dB re 1µPa.

5.2.2 Atferdsresponser hos bunnfisk

Ulike torskefisk (gadoider) ble studert ved et klipperev utenfor Skottland, hvor man ved videofilming så på alarmresponser, stimadferd, aggregering og dybdefordeling. Det ble observert enkelte C-responser ved mottatt lydnivå på 195 dB re 1µPa, men ingen endringer i adferd ble dokumentert utover det. Fisken ble værende i området og på samme dype som i forkant av eksponering (Wardle et al. 2001). I motsetning til dette, viste Engås et al. (1996) en signifikant nedgang av torsk og hyse under og etter en seismisk undersøkelse sammenliknet med før undersøkelsen startet på Nordkappbanken i Barentshavet. Undersøkelser med ekkolodd og fangst av fisk viste en betydelig nedgang så langt som 18 nautiske mil (33 km) unna skyteområdet, og denne nedgangen vedvarte i minst 5 døgn i etterkant av den seismiske undersøkelsen. Under en seismisk undersøkelse i Vesterålen i 2009 ble det gjort tilsvarende akustisk dekning med ekkolodd av hele området før under og etter den seismiske undersøkelsen, men her fant man ikke fant noen endring i mengde bunnfisk før under og etter undersøkelsen (Løkkeborg et al. 2012). I denne undersøkelsen ble det også gjort kontrollerte fangstforsøk som viste at fangster på line (kveite og hyse) gikk signifikant ned, mens fangst med garn (kveite og uer) hadde en signifikant økning. Dette ble forklart med at fisken endret adferd i respons til seismikken. Linefangst er avhengig av at fisken aktivt søker mat, når denne går ned skyldes det at fiskens beitemotivasjon endres, den søker ikke lenger aktivt etter mat. Garn derimot, er et passivt redskap som avhenger av at fisken beveger seg og svømmer inn i garnet. Når denne øker, kan det skyldes at fisken blir mer aktiv. Sammenlagt kan disse resultatene derfor tyde på at eksponering til seismikk gjør fisken mer aktiv, men at den ikke aktivt beiter (Løkkeborg et al. 2012). Begge disse atferdsendringene kan potensielt medføre biologiske konsekvenser, om fisken bruker mer energi på å svømme aktivt uten å beite, vil det kunne gå ut over fiskens kondisjon.

Det er også gjort en studie på tobis i Nordsjøen før og etter en seismisk undersøkelse (Hassel et al. 2004). Prøver med grab viste ingen endring i mengde fisk, men videoopptak viste irregulære bevegelser og alarmresponser. Hypotesen i forkant av dette studiet var imidlertid at tobis kom til å reagere med å grave seg ned i sanden, men dette ble ikke observert.

Torskefisk, som har vært studert i flere av disse undersøkelsene viser ikke sammenfallende atferdsrespons, noe som gjør det vanskelig å generalisere resultater. For eksempel en klar horisontal forflytning som ble vist på Nordkappbanken (Engås et al. 1996) ble ikke dokumentert verken i Skottland (Wardle et al. 2001) eller Vesterålen (Løkkeborg et al. 2012). Det har blitt spekulert i om dette kan skyldes ulike doser av lyd, men den daglige dosen for fisk i Vesterålen var faktisk høyere enn for Nordkappbanken (Handegard et al. 2012). Imidlertid er det kjent at fisk kan reagere svært ulikt på samme lydstimuli, som for eksempel fartøystøy på ulike tider av året. Dyrets naturlige atferd og motivasjon ser altså ut til å spille en viktig rolle (De Robertis &

Handegard 2013). Eksempler på dette er at fisk på vandring kan reagere helt ulikt enn om den er i en aktiv beitefase.

Havforskningsinstituttet er høringsinstans for Oljedirektoratet i forbindelse med søknader om tillatelse til å gjennomføre seismiske undersøkelser i norske farvann. Rådgivningen skal i størst mulig grad baseres på tilgjengelig kunnskap. Det er dokumentert at fisken kan endre adferd, for eksempel ved å søke bort fra skyteområdet. Om en slik unnvikelse skjer i gyteområdet, vil selve gytingen forflyttes i tid og/eller rom. For mange arter skjer gytingen i tid og rom slik at eggene drifter og klekkes synkront med våroppblomstringen slik at larver og yngel er sikret god mattilgang. Forstyrrelser av gyteforløpet kan derfor tenkes å forstyrre denne balansen. Gytesuksess er helt essensielt for rekruttering til bestanden, og gyteperioden ansees som den mest sårbare perioden i løpet av året. Havforskningsinstituttet fraråder derfor enhver form for seismikk aktivitet i gyteområder/perioder. Studiet på Nordkappbanken (Engås et al. 1996) viste at horisontal unnvikelse kan forekomme ut til 18 nmi fra skyteområdet. Lengre unna enn dette ble det ikke undersøkt. Havforskningsinstituttet fraråder derfor skyting av ordinær 3D seismikk nærmere enn 20 nmi unna gyteområder, og 5 nmi for undersøkelser med mindre omfang (2D og borestedsundersøkelser).

5.3 Sonar

Militære sonarer som brukes av det norske sjøforsvaret og de fleste andre europeiske nasjoner opererer i frekvensområdet over 1 kHz, og er derfor ikke hørbar for de aller fleste arter av norsk fisk (figur 1.5). Unntaket er sild og brisling, som kan høre helt opp til 2-3 kHz (Enger 1967). Det finnes begrenset med studier som har undersøkt effekter av militære sonarer på fisk. Flere studier har undersøkt direkte skade, men få studier har undersøkt atferdsrespons. De atferdsstudiene som er gjennomført er derimot gjennomført i norske farvann.

Adferdsendringer hos voksen sild som ble eksponert for sonarsignaler som etterligner de som brukes av de norske fregattene er godt dokumentert. Sildas adferd før og under eksponering til sonar har blitt undersøkt i ulike kontekster og årstider (Doksæter et al. 2009, Doksæter et al. 2012, Sivle et al. 2012). Alle disse studiene konkluderer med at silda ikke endrer adferd under slik eksponering, hverken ved å dykke, svømme unna eller endre stimstruktur og retning. Silda ble eksponert for nivåer som maksimalt målte 184 dB re 1 μ Pa. Det er også gjort modellering av hvorvidt det er noen sannsynlighet for at sonaroperasjoner kan føre til populasjonseffekter dersom silda reagerer ved enda høyere nivåer enn det som hittil har blitt testet (Sivle et al. 2014). Konklusjonen fra dette studiet var at om man antar et «worst case scenario» hvor fisk reagerer med omfattende adferdsendringer i form av flukt straks nivået overstiger 184 dB re 1 μ Pa, vil hele bestanden kunne bli eksponert for slike nivåer dersom en gjennomfører en stor militær øvelse i området hvor silda samples for å overvintre. Imidlertid vil tiden hver enkelt fisk eksponeres for slike nivåer være svært kortvarig, slik at risikoen for populasjonseffekter ansees som helt minimal.

5.4 Skipsstøy

Som beskrevet i avsnitt 1.3 er skipstøy typisk lavfrekvent og brer seg over store avstander, og er godt hørbar for alle fiskearter i norske farvann (figur 1.2 og 1.5). Skipstrafikk er vanlig i de aller fleste habitater hvor fisk lever, og i enkelte områder nærmest kontinuerlig.

Den vanligste atferdsreaksjon hos fisk til et fartøy som kommer mot dem er vertikal eller horisontal unnvikelse. Dette har vært studert hos pelagisk stimfisk som sild, og den mest typiske reaksjon er å dykke (e.g. Vabø et al. 2002, Ona et al. 2007). Denne type respons er også observert hos mer bunntilknyttet fisk som torsk (Handegard & Tjøstheim 2005). Horisontal forflytning av stimer er også dokumentert (Misund et al. 1996, Soria et al. 1996) men denne typen reaksjon er mer varierende mellom ulike situasjoner og kontekst (DeRobertis & Handegard 2012). Fisk starter som regel å reagere en stund i forkant av at fartøyet passerer (300-500 m) (Vabø et al. 2002), og reaksjonen er ofte sterkest hos fisk som står høyt i vannsøylen. Disse reaksjonene gjenspeiler gjerne typiske anti-predator reaksjoner (De Robertis & Handegard 2012), som typisk er å dykke og/eller svømme hurtig unna. Disse atferdsresponsene er som regel av kort varighet, og negative konsekvenser er forbundet med energibruken ved å dykke eller svømme unna i tillegg til tapt tid for å beite eller reproducere, og har lav sannsynlighet for noen storskala bestandseffekt. Laboratoriestudier har også demonstrert muligheter for redusert beitesuksess, ved signifikant lavere matinntak hos stingsild under tilbakespilling av lydopptak av skipstøy (Vollemy et al. 2014)

Det som kanskje er den mest alvorlige konsekvensen av skipstøy for fisk er at dens bidrag til en betraktelig økning av bakgrunnsstøyen i det frekvensområdet hvor fisk hører og kommuniserer, og slik lett kan maskere biologisk viktig lyd. En slik økning i bakgrunnsstøy medfører en betydelig reduksjon i avstanden mellom individer som kan kommunisere med hverandre, samt gjøre det vanskeligere å høre en predator eller å lokalisere bytte (Slabbekoorn et al. 2010). Mange fiskearter, for eksempel torsk vokaliserer aktivt i gyteperioden hvor hannen «grynter» for å tiltrekke seg hunner, og en økning i bakgrunnsstøy vil dermed medføre at avstanden en hunn kan høre hannen på reduseres.

Skipsstøy er mindre intens enn for eksempel seismikk og sonar, men av lengre varighet, og i noen områder nærmest kontinuerlig. Dette kan komme til å påvirke økosystemet ved å favorisere arter som best tolererer slik støy (Slabberkoorn et al. 2010).

5.5 Oppsummering av kunnskapsstatus

5.5.1 Generell kunnskap om atferdsrespons hos fisk

All fisk er følsom for lydens partikkelbevegelse (terskelverdi: 10^{-4} m/s²) og for lydfrekvenser fra noen få hundre Hz til langt ned i infralydområdet (< 20 Hz). Flere arter er svært følsomme også for lydtrykk (terskelverdi: 70 dB re 1 µPa), og hører frekvenser opp til noen få kHz. Hørselen til fisk er godt studert og kartlagt for de aller fleste fiskegrupper og arter.

Fisk lever i et naturlig lydrikt miljø med hørbare ikke-biologiske og biologiske lyder. Fisk lager selv artstypiske kommunikasjonslyder, og er i mange henseende avhengig av lyd og hørsel for overlevelse.

Unnvikelse og alarmatferd utløses hos fisk i hovedsak til lavfrekvent lyd (< 200 Hz). Trolig fordi slik lyd minner om naturlige lyder fisk har utviklet alarmrespons mot.

Ulike fiskearter viser generelt samme typer alarmatferd ved kraftig lydeksposering, herunder frysatferd, økt svømmehastighet, svømmer tettere sammen, søker mot dypere vann og mot bunnen samt i siste instans ved å utføre C-responser. De kan også vise fysiologiske stress-responser. Alarmatferd kan utløses allerede når lydstimuleringen er en faktor på 10 over bakgrunnsnivå. Terskelnivåer for lydinduserte C-responser hos fisk er kartlagt og kan, med forsiktighet, brukes til å beregne avstander for sterk lydpåvirkning.

Ved gjentatt eksponering kan fisk opparbeide toleranse for kraftig lyd ved at unnvikelsesatferd og stressresponser opphører. Dette er nye resultater og foreløpig lite studert.

5.5.2 Seismikk

Fisk viser endret adferd og kan unnvike området hvor det foregår seismiske undersøkelser, samt stoppe viktig adferd som matsøk.

Bunnfisk kan reagere på seismikk med både horisontal og vertikal forflytning, og man har også indikasjoner på at beitemotivasjon reduseres. Imidlertid er det ikke alltid tilfelle, og reaksjonsgrad vil sannsynligvis variere med kontekst.

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. Frittsvømmende sild har derimot ikke vist noen atferdsendring hverken ved horisontal eller vertikal forflytning eller endret svømmehastighet og retning når de ble eksponert for seismikk.

Unnvikelse av sentrale habitater som for eksempel gyteområder har potensiale for å påvirke rekruttering til bestander.

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 et al. 2016 i detalj. De viktigste punktene som ble fremhevet her er:

- Studier som er designet for å avdekke ved hvilke terskler (nivå og/eller avstand) en fisk starter å reagere på en måte som medfører negative konsekvenser. Slike studier vil være svært nyttig i forvaltning og rådgivning for å kunne med bedre sikkerhet avgrense hvor langt unna et gytefelt en seismikkundersøkelse bør frarådes.
- Studier som undersøker hvilke egenskaper ved lydsignalet som setter i gang en atferdsrespons, For eksempel om det er spissttrykket, eller den totale energidosen, frekvens, eller temporale egenskaper som er det viktigste? Bedre kunnskap om slike ting kan være drivende for å spesifisere hvordan en mer miljøvennlig kilde bør være.
- Undersøke om og eventuelt hvordan gyteadferd og gyteforløp påvirkes.
- Da det er mange ulike arter som kan reagere ulikt i ulike situasjoner ble det ansett som viktig å fokusere på to hovedgrupper av fisk med ulikt levesett; pelagisk fisk og bunnfisk, og kanskje velge en eller to representative arter fra hver av dem å fokusere forskning på. Det kan for eksempel være torsk og makrell.

5.5.3 Sonar

Norske militære sonarer opererer i et frekvensområde som ligger utenfor høreområde til de fleste norske fiskearter. Unntaket er sild og brisling.

Gitt at de aller fleste fiskearter ikke hører slike militære sonarer, og de artene som hører dem likevel ikke viser særlige atferdsresponser eller skader, ansees ikke faren for negativ påvirkning av militære sonarer på fisk som særlig stor.

Voksen sild viser ikke noen atferdsendring under eksponering til sonar på lydnivåer opp til 184 dB re 1µPa. Om en atferdsendring skjer, vil den i så tilfelle inntreffe ved høyere nivåer enn dette. Potensiell populasjonseffekt hos sild som følge av atferdsendringer er svært lite sannsynlig.

Til tross for at det ikke foreligger mange studier på atferdsresponser 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.

5.5.4 Skipsstøy

Adferdseffekter 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. Vi vet for lite om hvordan dette påvirker fisk på stor skala til å kunne si noe om muligheter for bestandseffekter.

6 Effekter på evertebrater

En lang rekke marine evertebrater har velutviklede likevektsorganer (statolittorganer) basert på kalsiumkrystaller i kontakt med bevegelsesfølsomme sansehår på hårceller (Budelmann 1992). Både i anatomi og funksjon minner statolittorganene svært mye om otolittorganer hos fisk, og de stimuleres av tyngdeakselerasjonen (gravitasjonssans), av organismens egenbevegelse (bevegelsesdeteksjon) samt av ytre vannvibrasjoner (hørselsfunksjon). Enkelte pelagiske evertebrater, som copepodid-stadiet av lakselus, har antennestrukturer og sansehår med redusert tetthet slik at hele organismen fungerer som en akselerasjonsdetektor og dermed lyddetektor (Heuch & Karlsen 1997). På samme måte som fisk har også en rekke marine evertebrater utviklet spesialiserte nerveceller og nevrale nettverk for styring av lydindusert hurtig unnvikelsesatferd og fryktresponser. Alle evertebrater som er kartlagt til nå, har vist seg å være følsomme for lydens partikkelbevegelse og ikke lydtrykk. Følsomheten for lyd innen bløtdyrgruppen blekksprut og innen krepsdyrgruppen mysider (rekebarn) er like god som hos fisk, og deres atferdsresponser til lyd er på mange måter de samme som hos fisk.

6.1 Bløtdyr (mollusker)

Blekksprut er et bløtdyr, men minner ofte om fisk i form og atferd. På samme måte som fisk har blekksprut to velutviklede indre ører som hver blant annet har 3 otolittorganer. Kontrollerte laboratorieforsøk har vist at alle grupper blekksprut har en svært velutviklet lavfrekvent (3 – 200 Hz) hørsel på samme måte som fisk (Williamson 1988, Packard et al. 1990, Kaifu et al. 2008, Wilson et al. 2016). I atferdsforsøk viste *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis* og *Loligo vulgaris* spontane fryktresponser med redusert ventilasjonsrate og fluktresponser ved stimulering med korte lydpuiser i frekvensområdet 1-30 Hz og partikkelakselerasjoner ned til ca $4 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}^2$ (Packard et al. 1990). I en nylig studie er det i tillegg vist at lydpuiser med amplitude på ca $0,01 \text{ m/s}^2$ i frekvensområdet 5-20 Hz utløser både alarmresponser i huden og retningsorientert hurtig unnvikelsesatferd hos blekkspruten *Sepia officinalis* (Wilson et al. 2016). Dette er en minst like stor følsomhet for plutselige lydsignaler som hos hørselsspesialister av fisk, og det er samme type atferdsmønster som hos fisk.

På samme måte som fisk, utsettes blekksprut for skader på det indre øret og andre barotraumer ved eksponering til kraftig lavfrekvent lyd (< 400 Hz). Det er i tillegg indikasjoner på at blekksprut kan få skader ved lavere lydnivåer enn det som er dokumentert for fisk. Kontrollerte forsøk er utført der bentiske og pelagiske arter av blekksprut i 2 timer ble eksponert til en kontinuerlig serie av frekvenssveip på 40 - 400 Hz med 1 sekunds varighet. Ved lydtrykk på 157 dB re 1 μPa , med spisstrykk opp mot 175 dB re 1 μPa , ble det observert tydelige skader på sansecellene i det indre øret til alle artene (Solé et al. 2013a, 2013b). Frittstående blekksprut eksponert for seismikkpulser fra en enkeltkilde viste økende grad av alarmresponser, unnvikelsesatferd, frysresponser så vel som startle responser og dykk mot større dyp med økende lydstyrke (McCauley & Fewtrell 2008, Fewtrell & McCauley 2012). Utenfor kysten av Spania har det vært to atypiske massestrandinger av død kjempeblekksprut i etterkant av

seismikkundersøkelser. Påfølgende undersøkelser av de døde blekksprutene viste barotraumer og skader på sansecellene i det indre øret (Guerra et al. 2004, 2011, André et al. 2011). Ytterligere observasjoner av døde kjempeblekkspurter fra observatører om bord på operative seismikkfartøy er nylig publisert (Leite et al. 2016).

Blekksprut har en svært viktig økologisk funksjon i havet som utpregede predatorer med en svært hurtig vekst samt et stort reproduktivt potensiale, og ikke minst er blekksprut viktige som primære byttedyr for en rekke viktige kommersielle fiskearter og for hval. Mens fiskeressurser på grunn av overbeskatning har gått sterkt tilbake i nesten alle havområder, har den globale biomassen av blekksprut tilsvarende økt betydelig de siste tiår (Doubleday et al. 2016). Fangstverdien av blekksprut har dermed også gått opp. Det er i dag en betydelig bekymring for de negative effekter storskala seismikkundersøkelser kan ha på naturlige forekomster av blekksprut.

6.2 Tifotkreps (decapoder)

Tifotkreps kan oppfatte vannbevegelser og lyd med mekanofølsomme ytre og indre sansehår (*setae*), leddorganer og statolittorganer (Budelmann 1992, Popper et al. 2001). Statolittorganer hos tifotkreps har fine sandkorn innleiret i en gelatinøs masse som igjen er i kontakt med bevegelsesfølsomme nervefibre. De har i all hovedsak en likevektsfunksjon knyttet til kroppsorientering, og kompenserende bevegelser av øyne og antenner. Laboratoriestudier antyder at reker også kan ha en hørselssans i frekvensområdet 0,1-3 kHz via statolittorganene (Lovell et al. 2005). Det foreligger imidlertid foreløpig ingen bekreftende atferdsstudier i felt, eller atferdsterskler for en hørselssans hos reker. Leddorganer er sanseorganer for deteksjon av posisjon og bevegelse av vedheng. De kan hos tifotkreps også fungere som hørselsorganer for deteksjon av lyd via substratvibrasjoner. Vannbevegelser langs kroppen til tifotkreps kan detekteres av de ytre mekanofølsomme *setae*, som dermed utgjør en parallell til fiskens sidelinjesystem. Ferskvannskreps oppfatter eksempelvis slike vannbevegelser i frekvensområdet 1-70 Hz med terskelverdier ned mot 0,08 μm (partikkelutsving) tilsvarende ca 0,01 m/s^2 (partikkelakselerasjon).

Bunnlevende hummer, sjøkreps og krabber viser generelt oppmerksomhetsresponser på lavfrekvent lyd (10-100 Hz), og stimuleres av lydets partikkelbevegelse med terskelverdier omkring 1 μm (partikkelutsving) tilsvarende 0,04 m/s^2 - 0,5 m/s^2 (partikkelakselerasjon) (Popper et al. 2001). Denne følsomheten er tilstrekkelig til at krepsdyrene vil påvirkes av kraftig pulset lyd som fra seismikk og nærgående skipstrafikk og motorbåter. Laboratoriestudier har i tråd med dette vist at sterk skipslyd kan gi økt oksygenforbruk samt redusere næringsinntak og unnvikelsesatferd hos strandkrabber (Wale et al. 2013a, b). Tilsvarende er observert for sandreke (Crangon crangon) (Legardère 1982, Regnault et al. 2013). Status per i dag er at mange studier sterkt antyder at viktige krepsdyr som dypvannsreker, sjøkreps, hummer og taskekrabber har tilstrekkelig følsomhet for partikkelbevegelser knyttet til lyd til at de vil påvirkes av kraftige menneskeskapt lyd som fra nærgående skipstrafikk, seismikk-aktivitet og peling, men det er ikke artsspesifikk kunnskap om hvordan disse og andre krepsdyr responderer i detalj på slik lyd. For en oppdatert litteraturoversikt se blant annet Edmonds et al. (2016).

Andriguetto-Filho et al. (2005) utførte den første studien der trålefangst av 3 arter reker ble studert før og etter en seismikkundersøkelse med kildenivå på 196 dB re 1 μ Pa ved 1m. Det var ingen reduksjon i fangstene dagen etter seismikkundersøkelsen sammenlignet med dagene før seismikkstudien. Laboratorieforsøk med 3 ulike rekearter i Norge viste imidlertid svært små spontane atferdsendringer til lydpulser på 5-160 Hz (Karlsen et al. upublisert)

6.3 Mysider

Mysider er pelagiske, rekelignende krepsdyr, og sentrale byttedyr for mange arter av fisk og blekksprut. Et trettittall arter forekommer i norske farvann (Sars 1870). Mysider har et par store og velutviklede statolittorganer i halen (Espeel 1985, Ariani et al. 1993). Disse anvendes som likevektsorganer og kan oppdage vannbevegelser fra potensielle predatorer. Studier av mysiden *Praunus flexuosus* har vist at unnvikelsesatferd ved hurtige fluktresponser samt frysresponser utløses av vannvibrasjoner i frekvensområdet 4-30 Hz med terskelverdier ned til 0,003 m/s^2 (Karlsen upublisert). Dette er lavere terskler enn for fisk og blekksprut, og antyder at mysider utgjør en gruppe krepsdyr som kan påvirkes av kraftig støy fra skipstrafikk, motorbåter og seismikk på linje med fisk og blekksprut.

6.4 Andre grupper av evertebrater

Hoppekreps er en meget artsrik og økologisk viktig klasse av krepsdyr med både frittlevende og parasittiske former. Det er vist at enkelte hoppekreps kan oppfatte og endre atferd til lyd. Lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) reagerer eksempelvis med angrepsatferd på lavfrekvent lyd i frekvensområdet 1-5 Hz med terskelverdier for respons ned til 0,005 m/s^2 (Heuch & Karlsen 1997). Dette er tilsvarende følsomhet som hos mysider. Kroppen til lakselus er tyngre enn vann, mens *setae* på de perifere deler av antennen har samme tetthet som sjøvannet. Trolig fungerer derfor hele lakselusen som en treghetsdetektor. Det er lite studert om øvrige hoppekreps kan oppfatte vannakselerasjoner og lyd på samme måte som lakselus.

Mange bunnlevende fisk og evertebrater har pelagiske larvestadier som driver fritt i havet. Etter en vekstperiode i havet, må larvene finne veien tilbake til bunnen og der slå seg ned på best mulig biotop. Mange faktorer som vannkjemi, lys, temperatur, trykk mfl. påvirker denne prosessen. De siste år er det helt overraskende vist at prosessen der pelagiske larver slår seg ned på bunnen, også kan påvirkes av lyd ved at larvene aktivt beveger seg mot lyd fra gitte bunnbiotoper. Disse studiene er foreløpig utført på larver som søker tilbake til koralløyer. Det er vist at larvene både beveger seg aktivt mot korallrev-lyd og at de kan diskriminere mellom lyd fra en godt egnet korallrevbiotop versus et mindre godt egnet korallrevbiotop. Dette er vist for larver av korallfisk (Simpson et al. 2004, 2005, Montgomery et al. 2005), larver av krepsdyr (Kingsford et al. 2002, Montgomery et al. 2005) og larver av koralldyr (Vermeij et al. 2010). Det er lydens partikkelbevegelse og ikke lydtrykket larvene sanser. Lydmålinger i ulike avstander fra koralløyer har vist at lydnivået generelt er for lavt til at larvene kan merke partikkelbevegelsen i det akustiske fjernfeltet av øyene (avstander > ca 15 m), men at de vil kunne respondere på korallrev-lyder når avstanden er liten (få meter) og dyrene er i det som

kalles det akustiske nærfeltet (Kaplan & Mooney 2016). Det bilde som fremkommer, er at lyd på lokalt nivå (få m) kan ha en sentral og tidligere helt ukjent funksjon for at pelagiske larver bunnslår på optimale biotoper. Økt bakgrunnslyd fra menneskelig aktivitet vil kunne påvirke en slik avgjørende atferd på en negativ måte.

6.5 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. De påvirkes av kraftig menneskeskapt lyd på samme måte som fisk, både i forhold til skadeeffekter og atferdseffekter.

Det er dokumentert at seismikkundersøkelser kan føre til barotraumer og strandinger hos blekksprut.

Visse krepsdyr har helt klart en evne til å oppfatte lyd, men for mange grupper/arter er det lite eller ingen kunnskap om dette.

Enkelte kommersielt viktige arter av krepsdyr, som hummer, sjøkreps, taskekrabber og dypvannsreker har en følsomhet for lyd som gjør at de potensielt kan påvirkes av for eksempel seismikkundersøkelser, men det er foreløpig lite konkret kunnskap om dette. Studier på mysider tyder for eksempel på at de kan være vel så lydfølsomme som fisk.

Både bløtdyr og krepsdyr 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 Populasjonseffekter og akkumulerte effekter

Effekter på individnivå, enten det er skade eller andre fysiologiske effekter, maskering eller atferdseffekter, vil kunne akkumulere til bestandseffekter. Hvorvidt det faktisk gjør det er avhengig av omfanget av eksponeringen, hvilken effekt eksponeringen har og hvor lenge denne effekten vedvarer. Skade er som vi har nevnt tidligere begrenset til nærområdet rundt kraftige lydkilder (Kap 2 og 3). Individuer som kan bevege seg vil dermed raskt komme seg ut av risikosonen for skade. Fiskeyngel og larver og mange evertebrater kan ikke nødvendigvis det. Studier på hvordan omfattende eksponeringer vil kunne påvirke rekruttering i fiskebestander er gjennomført for både seismiske undersøkelser (Sætre & Ona 1996) og for store militære øvelser (Kvadsheim & Sevaldsen 2005). Disse studiene viser at omfanget av skaden er for liten til å påvirke rekruttering til fiskebestandene selv om eksponeringen foregikk på verst tenkelige sted og tid. Signifikante effekter på bestander som følge av skade fra sonar og seismikk er dermed ikke sannsynlige med det eksponeringsomfanget vi har i dag. Skade på enkeltindivider vil derimot kunne oppstå, og for pattedyr har en gradvis økning av kildenivå (ramp up/soft-start) innledningsvis i en operasjon vist seg å være en effektiv måte å redusere risiko for skade på, spesielt for de mest sensitive artene (von Benda-Beckmann et al. 2014, Wensveen et al. 2016, Dunlop et al. 2016). Kraftige detonasjoner har potensielt et langt større skadeomfang enn andre lydkilder (kap 2), men det er sjelden man foretar mange store detonasjoner innenfor et begrenset tidsrom og området. Grundige risikovurderinger på forhånd vil kunne avklare det potensielle skadeomfanget og eventuelle behov for avbøtende tiltak. Studier har vist at gjentatte detonasjoner kan gi et skadeomfang som kanskje kan påvirke sårbare populasjoner av sjøpattedyr (von Benda-Beckmann et al. 2015).

Atferdseffekter vil kunne oppstå på mye lengre avstander fra kraftige lydkilder enn skade (Kap. 4 og 5). For eksempel så tilsier en rekke atferdsstudier at responser kan oppstå flere titalls kilometer fra kraftige lydkilder som sonar, seismikk og pæling (Kap 4 og 5). Observerte responser inkluderer habitatsunnvikelse avbrutt hvile og beiteatferd, og forstyrrelse av kommunikasjon mellom individene. 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. 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 1.7. I det videre arbeidet med slike modeller har man etterhvert utviklet mer detaljerte matematiske strukturer, men det er fortsatt få forsøk på konkret parameterisering av en slik modell. Dette har vist seg vanskelig, dels fordi man har begrenset kunnskap om atferdsresponser, men i mange tilfeller også fordi man mangler tilstrekkelig kunnskap om artenes grunnleggende økologi til å vurdere hvilke konsekvenser responser kan ha.

Sivle et al. (2014) brukte resultatene fra 4 ulike studier av adferdseffekter hos sild til militære sonarer til å evaluere mulige konsekvenser på populasjonen av NVG sild. Studien konkluderte med at høye kildenivåer (>225 dB re 1µPa) kombinert med høye tettheter, for eksempel en stor militær øvelse under sildas overvintring, kunne føre til at store deler av bestanden ville bli eksponert for nivåer som kan utløse atferdsendringer. Imidlertid forventer man at potensielle reaksjoner vil være kortvarige, og potensialet for en negativ populasjonseffekt derfor er svært liten. Tilsvarende studier for seismikk eksisterer ikke per i dag fordi vi har for liten kunnskap om atferdseffekter fra seismikk. IOGP (The International Association of Oil & Gas Producers) har nylig initiert ett stort studie med base ved Universitetet i Leiden i Nederland (Hans Slabberkoorn personlig kontakt) for å undersøke mulige effekter av seismikk på fiskebestander (<http://www.soundandmarinelife.org>).

I videreføringen av PCAD modellen har man utviklet mekanistiske modeller for å koble atferdsendringer med kondisjon, vitale rater og populasjonsdynamikk. New et al. (2013) utviklet en matematisk modell for å vurdere effekter av skipsstøy på delfiner (tumlere, *Tursiops truncatus*). Modellen innebærer at enkeltindividers «atferdsmessige tilstand» påvirkes av deres «motivasjonstilstand», hvilket i tur påvirkes av deres tidligere atferdsmessige tilstander og kondisjon. Sentralt for disse modellene er innbakte selvregulerende mekanismer (feedback loops), fra kondisjon til atferd, som representerer et individs evne til å kompensere for redusert kondisjon som følge av atferdsresponser. For eksempel, om en delfin reagerer med unnvikelse fra en støykilde, og dermed bruker mer energi og samtidig mister verdifull beitetid, så vil den potensielt kunne kompensere for dette energitapet ved å intensivere næringssøk og inntak. Ettersom tumler antakelig er den mest studerte arten av alle hvalarter har man for denne en rimelig god forståelse av sammenhengen mellom forstyrrelser og atferdsendringer, samt vitalrater og populasjonsdynamikk. New et al. (2013) benyttet seg av både generisk kunnskap og informasjon om den lokale tumlerbestanden til å modellere konsekvensene av en seksdobling i skipstrafikk, over et år i forbindelse med etablering av en vindpark i nordøstre Skottland. Studien konkluderte med at forstyrrelsen ikke ville få biologiske relevante konsekvenser på populasjonsnivå, ettersom delfinene ville være i stand til kompensere for umiddelbare responser til fartøyer.

Bestanden av elefantsel (*Mirounga angustirostris*) i California er et annet godt eksempel på en dyregruppe som har vært studert i en årrekke, hvor man nå har god kunnskap om artens reproduksjonsbiologi og demografiske struktur, samt bevegelser og atferd under dens særegne næringsvandring langt til havs. Vesentlig også er et man har dokumentert sammenhengen mellom selmødres masse og ungenes vektøkning under dieperioden, samt hvordan kondisjonen hos hunndyr påvirker fødselsraten. På bakgrunn av slike empiriske data utviklet Costa et al. (2016) en bioenergetisk modell for å undersøke hvordan elefantsel kunne påvirkes i ett verst tenkelig scenario, der en hypotetisk menneskelig aktivitet (for eksempel støy) medførte redusert beitetid i et område på hele 100 km i radius. Costa et al. (2016) antok så at perioden med redusert næringsinntak ville medføre redusert vektøkning (kondisjon), hvilket hos reproduktive hunner ville få direkte negative konsekvenser på fødselsrate og ungenes overlevelsessevne, og dermed potensielle effekter på populasjonsnivå. Resultatene fra studien tyder på at elefantsel ikke er utsatt for populasjonseffekter som følge av atferdsresponser, til

tross for at dyrene påvirkes atferdsmessig over ekstremt store avstander (Costa et al. 2016). Årsaken til dette er hovedsakelig at elefantsel normalt dekker ekstremt store områder i søken etter byttedyr, slik at selene ikke vil ha nevneverdige problemer med søke seg til andre uforstyrrede områder for å finne mat. Selv i dette ekstreme scenariet ville det forstyrrede område kun utgjøre en liten del av elefantselens ellers naturlige kjerneområde. Til forskjell fra elefantsel er californisk sjøløve (*Zalophus californianus*) en kystnær art med langt mindre kjerneområde, som man derfor antar vil være mer utsatt for tilsvarende habitatsforstyrrelser (Costa et al. 2016).

Nise er et tredje eksempel på en art hvor man har mye kunnskap om artens økologi, og er dermed i stand til å etablere modeller for å belyse effekter av menneskelig aktivitet. Nabe-Nielsen et al. (2014) fant at nisebestanden i Nordsjøen vil kunne bli påvirket av fremtidig utbygging av vindkraftverk. Hvor stor denne påvirkningen ville bli avhenger først og fremst av tilstanden til økosystemet bestanden lever i. Dersom mattilgangen var god ville effekten bli liten, men dersom mattilgangen var dårlig ville denne type menneskelig aktivitet kunne forverre situasjonen for bestanden. Man fant for øvrig at effekten av bifangst var vesentlig større for denne bestanden enn effekten av støy (Nabe-Nielsen et al. 2014).

Felles for mange av disse studiene hvor man har forsøkt å lage modeller for å estimere effekten av menneskelig aktivitet på bestander av sjøpattedyr, er at modellene krever veldig god kunnskap om bestandenes grunntilstand og artenes økologi. De modellene som er etablert er også veldig arts- og område-spesifikke. De mest sårbare bestandene vil være arter som er svært responsive i forhold til støypåvirkning og/eller arter hvor bestandene i utgangspunktet er sårbare (truet), og hvor selv små tilleggsbelastninger kan ha betydning. Den nordatlantiske bestanden av retthval er et eksempel på dette. Denne har vært nøye overvåket gjennom 30 år, og Shick et al. (2013) etablerte en generisk modell som beskrev bestandens helsetilstand ut fra data om utbredelse, og individenes kondisjon. Denne type modeller kan over tid brukes til å overvåke sårbare bestanders tilstand og eventuelle negative effekter av menneskelig aktivitet. For mange av disse bestandene har vi ikke tilstrekkelig kunnskap om hvordan de påvirkes av støy eller vi mangler tilstrekkelig generell kunnskap om artens økologi. For å overkomme problemet med at man bare kan bruke PCAD-konseptet på robuste veldokumenterte bestander, etablerte King et al. (2015) en interim versjon av konseptet hvor man erstattet manglende empiri med subjektive ekspertvurderinger («expert elicitation»). På denne måten ville man i påvente av bedre empiri kunne lage foreløpige estimer av sannsynlige bestandseffekter basert på hva de fremste ekspertene på en art trodde om for eksempel sammenhengen mellom eksponeringsomfang og overlevelse. King et al. (2015) brukte denne metoden på nisebestanden i Nordsjøen og fant god overenstemmelse med det mer objektive teoretiske modeller viste (Nabe-Nielsen et al. 2014). Det jobbes for tiden med å implementere denne interim-modellen for både spermhval- og nebbhvalbestander.

Spørsmålet om effekter av støy på individnivå kan akkumulere til effekter på bestandsnivå blir ytterligere komplisert av at støy i mange sammenhenger kan være bare en av mange menneskeskapte stressfaktorer som kan påvirke populasjoner. Kjemisk forurensing og annen menneskelig aktivitet vil i kombinasjon med støy kunne føre til negative effekter på

populasjoner. Arbeidet med PCAD modellen ble nylig fulgt opp med en utvidet modell som forsøker å ta hensyn til akkumulerte effekter (National Academy of Sciences 2016). Det er foreløpig ingen konkrete studier som har anvendt en slik modell til å undersøke hvordan støy virker sammen med andre stressfaktorer.

7.1 Oppsummering av kunnskapsstatus

I de fleste scenarier som har vært studert ser det ut som om direkte skade som følge av støyeksposering ikke har potensiale til å kunne føre til negative effekter på bestander av hverken fisk eller pattedyr. Unntaket er muligens gjentatte kraftige detonasjoner i et begrenset område, om slike skulle ramme en betydelig andel av en lokal populasjon.

Atferdseffekter har i mange sammenhenger potensiale til å påvirke individers vitalrater (overlevelse, vekst og reproduksjon), og vil dermed også kunne føre til bestandseffekter. Hvorvidt dette faktisk vil skje er avhengig av omfanget av eksponeringen og varigheten til responsen.

Siden mye av kunnskapen om atferdseffekter kommer fra kortvarige eksperimentelle studier er det viktig med økt kunnskap om hvordan habituering eller sensitivering under reelle eksponeringer påvirker varigheten til atferdsendringene.

Det er etablert gode teoretiske rammeverktøy for å kunne studere effekten av støy på bestander, men manglende empiri om arters følsomhet til støy eller grunnleggende økologi, gjør at disse modellene er vanskelig å implementere for mange arter, kanskje spesielt for de potensielt mest sårbare artene.

Modeller for å belyse mulige bestandseffekter må ta hensyn til ulike arter sensitivitet til lyd og ulike økologi. Slike modeller og resultatene som kommer ut av dem vil derfor ofte være svært spesifikke for enkeltbestander (en art i ett område).

Støy er en av flere menneskeskapte stressfaktorer for livet i havet, og vi vet veldig lite om den samlede effekten av disse faktorene. Populasjonseffekter og akkumulerte effekter er et internasjonalt fokusområdet hvor det er etablert konseptuelle modeller, men hvor det foreløpig er lite konkret kunnskap.

Referanser

- Ainslie, M. (2010). *Principles of Sonar Performance Modelling*. Springer.
- Alves, A., Antunes, R., Bird, A., Tyack, P. L., Miller, P. J. O., Lam, F. P. A., & Kvadsheim, P. H. (2014). Vocal matching of naval sonar signals by long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Mar. Mammal Sci.* 30 :: 1248-1257. doi: 10.1111/mms.12099.
- Andersen, S. (1970). Auditory sensitivity of the harbour porpoise *Phocena phocena*. *Invest. Cetacea* 2:255-259.
- 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.
- Andriguetto-Filho, J. M., Ostrensky, A., Pie, M. R., Silva, U. A. & Boeger, W. A. (2005). Evaluating the impact of seismic prospecting on artisanal shrimp fisheries. *Cont. Shelf Res.* 25:1720-1727.
- Antunes, R., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., Thomas, L., Wensveen, P. J., & Miller, P. J. O. (2014). High thresholds for avoidance of sonar by free-ranging long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Marine Pollution Bulletin*, 83:165-180. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.03.056.
- Ariani, A. P., Wittman, K. J. & Franco, E. (1993). A comparative study of static bodies in mysid Crustaceans: Evolutionary implications of crystallographic characteristics. *Biol. Bull.* 185:393-404.
- Awbrey, F. T., Thomas, J. A. & Kastelein, R. A. (1988). Low frequency underwater hearing sensitivity in belugas, *Delphinapterus leucas*. *J. Acoust. Soc. Am.* 84: 2273-2275.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. & Thompson, P. M. (2010). Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60:888-897.
- Balcomb, K. C. & Claridge, D. E. (2001). A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas Journal of Science* 5:2-12.
- Bernaldo De Quirós, Y., Gonzales-Diaz, O., Arbelo, M., Sierra, E., Sacchini, S. & Fernández, A. (2012). Decompression versus decomposition: distribution, quantity and gas composition of bubbles in stranded marine mammals. *Front. Physiol.* 3:1–19. doi:10.3389/fphys.2012.00177.
- Blackwell, S. B., Lawson, J. W. & Williams, M. T. (2004). Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. *J. Acoust. Soc. of Am.* 115:2346-2357.
- Blackwell, S. B., Nations, C. S., McDonald, T. L., Thode, A. M., Mathias, D., Kim, K. H., Greene, C. R., Jr., & Macrander, A. M. (2015). Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. *PLoS ONE* 10(6): e0125720. doi:10.1371/journal.pone.0125720.
- Bolle, L. J., de Jong, C. A. F., Bierman, S. M., van Beek, P. J. G., Wessels, P. W., Blom, E., van Damme, C. J. G., Winter, H. V. & Dekeling, R. P. A. (2016). The Effects of Noise on Aquatic Life II Volume 875 of the series *Advances in Experimental Medicine and Biology* pp 91-100.
- Booman, C., Leivestad, H., & Dalen, J. (1992). Effects of Air-gun Discharges on the Early Life Stages of Marine Fish. *Scandinavian OIL-GAS Magazine* 20(1/2).
- Booman, C., Dalen, J., Leivestad, H., Levsen, A., van der Meeren, T. & Toklum, K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. *Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium, UiB.* (Engelsk sammendrag og figurtekster). Havforskningsinstituttet, Bergen. *Fisken og Havet*, nr. 3. 83 s.
- 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.
- Brill, R. L., Moore, P. W. B. & Dankiewicz, L. A. (2001). Assessment of dolphin (*Tursiops truncatus*) auditory sensitivity and hearing loss using jawphones. *J. Acoust. Soc. Am.* 109:1717-1722.
- Budelmann, B. U. (1992). Hearing in nonarthropod invertebrates. In: Webster, D. B., Fay, R. R., Popper, A. N. (eds). *The Evolutionary Biology of Hearing* pp 141 – 155, New York: Springer Verlag.

-
-
- Casper BM, Popper AN, Matthews F, Carlson TJ, Halvorsen MB (2012) Recovery of barotrauma injuries in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* from exposure to pile driving sound. *PLoS ONE* 7:e39593
- Castellote, M., Clark, C. W. & Lammers, M. O. (2012). Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol. Cons.* 146: 115-122.
- Cerchio, S., Strindberg, S., Collins, T., Bennett, C. & Rosenbaum, H. (2014). Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. *Plos ONE* 9(3): e86464. doi:10.1371/journal.pone.0086464
- Chapman, C. J. (1973). Field studies of hearing in teleost fish. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 24: 371-390.
- Chapman, C. J. & Hawkins, A. D. (1973). A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *J. Comp. Physiol.* 85: 147-167.
- Chapman, C. J. & Sand, O. (1974). Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* (L.) and *Limanda limanda* (L.) (Family *Pleuronectidae*). *Comp. Biochem. Physiol.* 47A: 371-385.
- Costa, D. P., Schwarz, L. K., Robinson, P. W., Schick, R. S., Morris, P. A., Condit, R. S., Crocker, D. E., & Kilpatrick, A. M. (2016). A bioenergetics approach to understanding population consequences of disturbance: elephant seals as a model system. In: *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology* 875:161-169.
- Costa, D. P. (2012). A bioenergetics approach to developing the PCAD model. In: Popper, A. N. & Hawkins, A. D. (eds) *The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology*, vol 730. Springer Science and Business Media, New York, pp 423–426. doi: 10.1007/978-1-4419-7311-5_96.
- Cox, T. M., Ragen, T. J., Read, A. J., Vos, E., Baird, R. W., Balcomb, K., Barlow, J., Caldwell, J., Cranford, T., Crum, L., D'Amico, A., D'Spain, G., Fernández, A., Finneran, J., Gentry, R., Gerth, W., Gulland, F., Hildebrand, J., Houser, D., Hullar, T., Jepson, P.D., Ketten, D., MacLeod, C.D., Miller, P., Moore, S., Mountain, D., Palka, D., Ponganis, P., Rommel, S., Rowles, T., Taylor, B., Tyack, P., Wartzok, D., Gisiner, R., Mead, J., & Benner, L.. (2006). Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. [Journal Article]. *Journal of Cetacean Research and Management* 7: 177-187.
- Cranford, T. W. & Krysl, P. (2015). Fin Whale Sound Reception Mechanisms: Skull Vibration Enables Low-Frequency Hearing. *PLOS ONE* 10(1). doi:10.1371/journal.pone.0116222.
- Croll, D. A., Clark, C. W., Calambokidis, J., Ellison, W. T. & Tershy, B. R. (2001). Effect of anthropogenic low-frequency noise on the foraging ecology of *Balaenoptera* whales. *Animal Conservation*, 4:13-27. doi: 10.1017/s1367943001001020.
- Curé, C., Isojunno, S., Visser, F., Wensveen, P., Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Lam, F-PA. & Miller, P. J. O. (2016). Biological significance of sperm whale responses to sonar: comparison with anti-predator responses. *Endangered Species Research* 31: 89–102 doi: 10.3354/esr00748.
- D'Amico, A., Gisiner, R. C., Ketten, D. R., Hammock, J. A., Johnson, C., Tyack, P. L., & Mead, J. (2009). Beaked whale strandings and naval exercises. *Aquatic Mammals* 35:452-472. <http://dx.doi.org/10.1578/AM.35.4.2009.452>.
- Dalen, J., Dragsund, E., Næss, A. & Sand, O. (2007). Effekter av seismiske undersøkelser på fisk, fiskefangster og sjøpattedyr. Rapport til Samarbeidsgruppe Fiskerinæring og Oljeindustri. Report no.: 2006-1921, Rev. 02. Det Norske Veritas AS 06.02.07. Høvik. 29 s.
- Dalen, J., Hovem, J. M., Karlsen, H. E., Kvadsheim, P. H., Løkkeborg, S., Mjelde, R., Pedersen, A. & Skiftesvik, A.B. (2009). Kunnskapsstatus og forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. (Engelsk sammendrag og figurtekster). Rapport til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensningstilsyn fra spesielt nedsatt forskergruppe. Bergen, 19. desember 2008. 69 s.
- Dekeling, R. P. A., Tasker, M. L., Van der Graaf, A. J., Ainslie, M. A., Andersson, M. H., André, M., Borsani, J. F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S. P., Sigraay, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D. & Young, J. V. (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.

-
-
- DeRobertis, A., & Handegard, N. O. (2013). Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fss155.
- DeRuiter, S. L., Southall, B. L., Calambokidis, J., Zimmer, W. M. X., Sadykova, D., Falcone, E. A., Friedlaender, A.S., Joseph, J.E., Moretti, D., Schorr, G.S., Thomas, L. & Tyack, P. L. (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.
- Doksæter, L., Godø, O. R., Handegard, N. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F.-P. A., Donovan, C., & Miller, P. J. (2009). Behavioral responses of herring (*Clupea harengus*) to 1–2 and 6–7 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.
- Doksæter, L., Handegard, N. O., Godø, O. R., Kvadsheim, P. H., & 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.
- Dombestein, E., & Gjersøe, A. L. (2012). LYBN 6.1. user manual. FFI-rapport 2012/01463. (<http://rapporter.ffi.no/rapporter/2012/01463.pdf>)
- Doubleday, Z. A., Arkhipin, A., Pierce, G. J., Semmens, J., Steer, M., Leporati, S. C., Lourenco, A. Q., Sauer, W. & Gillanders, B. M. (2016). Global proliferation of cephalopods. *Curr. Biol.* 26:R406-R407.
- Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Paton, D. & Cato, D. H. (2015). The Behavioural Response of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) to a 20 Cubic Inch Air Gun. *Aquatic Mammals* 41:412-433. DOI 10.1578/AM.41.4.2015.412
- Dunlop, R., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D. & Cato, D. H. (2016). Response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to ramp-up of a small experimental air gun array. *Mar. Poll. Bull.* 103:72-83.
- 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)
- Eaton, R. C., Lee, R. K. K. & Foreman, M. B. (2001). The Mauthner cell and other identified neurons of the brainstem escape network of fish. *Prog. Neurobiol.*, 63:467-485.
- Edmonds, N. J., Firmin, C. J., Goldsmith, D., Faulkner, R. C. & Wood, D. T. (2016). A review of crustacean sensitivity to high amplitude underwater noise: Data needs for effective risk assessment in relation to UK commercial species. *Mar. Poll. Bull.* 108:5-11.
- Engas, A., Lokkeborg, S., Ona, E., & Soldal, A. V. (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2238-2249. doi: 10.1139/cjfas-53-10-2238.
- Enger, P. S. (1967). Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22:527-538.
- Engel, M. H., Marcondes, M. C. C., Martins, C. C. A., Luna, F. O., Lima, R. P. & Campos, A. (2004). Are seismic surveys responsible for cetacean stranding? An unusual mortality of adult humpback whales in Abrolhos bank, Northeastern coast of Brazil. *Rep. Int. Whaling Comm.* SC/56/E28.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K. & Dooling, R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Mar. Poll. Bull.* 103: 15–38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.007>
- Espeel, D. M. (1985). The fine structure of the statocyst sensilla of the mysid shrimp *Neomysis integer* (Leach, 1814) (Crustacea, Mysidacea). *J. Morph.* 186:149-165.
- Evans, D. L., & England, G. R. (2001). Joint interim report – Bahamas marine mammal stranding event of 15-16 March 2000. Washington, DC: National Oceanic and Atmospheric Administration and U. S. Navy.
- Evans, D. L., Lautenbacher, C. C. & Hogarth, W. T. (2002). Report of the Workshop on Acoustic Resonance as a Source of Tissue Trauma in Cetaceans. April 24 and 25, 2002, Silver Spring, MD. NOAA 2002.

-
-
- Fahlman, A., Tyack, P. L., Miller, P. J. O., & Kvadsheim, P. H. (2014). How man-made interference might cause gas bubble emboli in deep diving whales. *Frontiers in Physiology* 5. doi: 10.3389/fphys.2014.00013.
- Fernández, A., Edwards, J. F., Rodriguez, F., Espinosa De Los Monteros, A., Herraiz, P., Castro, P., Jaber, J. R., Martin, V. & Arbelo, M. (2005). Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of beaked whales (family ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Vet. Pathol.* 42:446–457.
- Fewtrell, J. L. & McCauley, R. D. (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Mar. Pollut. Bull.* 64:984-93. doi:10.1605/01.301- 0019507078.2012.
- Finneran, J. J., Schlundt, C. E., Dear, R., Carder, D. A. & Ridgway, S. H. (2002). Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. *J. Acoust. Soc. Am.* 111: 2929-2940.
- Finneran, J. J., Dear, R., Carder, D. A., & Ridgway, S.A. (2003). Auditory and behavioral responses of California sea lions to single underwater impulses from an arc-gap transducer. *J. Acoust. Soc. Am.* 114: 1667-1677.
- Finneran, J. J., Carder, D. A., Schlundt, C. E. & Ridgway, S.H. (2005). Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *J. Acoust. Soc. Am.* 118: 2696-2704.
- Finneran, J. J. & Schlundt, C. E. (2010). Frequency-dependent and longitudinal changes in noise-induced hearing loss in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *J. Acoust. Soc. Am.* 128:567-570.
- Finneran, J. J. & Schlundt, C. E. (2013). Effects of fatiguing tone frequency on temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *J. Acoust. Soc. Am.* 133:1819-1826.
- Finneran, J. J. (2015). Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996 to 2015. *J. Acoust. Soc. Am.* 138:1702-1726.
- Foote, A. D., Vilstrup, J. T., de Stephanis, R., Verborgh, P., Abel Nielsen S.C., Deaville, R., Kleivane, L., Martin, V., Miller, P. J. O., Øien, N., Perez-Gil, M., Rasmussen, M., Reid, R. J., Robertson, K. M., Rogan, E., Simila, T., Tejedor, M. L., Vester, H., Vikingsson, G. A., Willerslev, E., Gilbert, M. T.P. & Piortney, S.B. (2011) Genetic differentiation among North Atlantic killer whale populations. *Molecular Ecology* 20, 629–641.
- Fristrup, K. M., Hatch, L. T., & Clark, C. W. (2003). Variation in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song length in relation to low-frequency sound broadcasts. *J. Acoust. Soc. Am.* 113:3411-3424. doi: 10.1121/1.1573637
- Goldbogen, J. A., Southall, B. L., DeRuiter, S. L., Calambokidis, J., Friedlaender, A. S., Hazen, E. L., Falcone, E. A., Schorr, G. S., Douglas, A., Moretti, D., Kyburg, C., McKenna, M. F. & Tyack, P. L. (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 280:1765. doi: 10.1098/rspb.2013.0657
- Gomez, C., Lawson, J. W., Wright, A. J., Buren, A. D., 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. dx.doi.org/10.1139/cjz-2016-0098.
- Govoni, J. J., West, M. A., Settle, L. R., Lynch, R. T., Greene, M. D. (2008). Effects of underwater explosions on larval fish: implications for a coastal engineering project. *J Coast Res* 24:228–233
- Guerra, Á., González, Á. F & Rocha, F. (2004). A review of the records of giant squid in the north-eastern 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, Á. F., Pascual, S. & Dawe, E. G. (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.
- Hall, J. D. & Johnsen, C. S. (1972). Auditory thresholds of a killer whale *Orcinus orca* Linnaeus. *J. Acoust. Soc. Am.* 51: 515-517.
- Halvorsen, M. B., Casper, M. B., Carlson, T. J., Woodley, C. M. & Popper, A. N. (2011). Assessment of barotrauma injury and cumulative sound exposure level in salmon after exposure to impulsive sound. In: *The effects of noise on aquatic life: second international congress*. Ed. Hawkins, A. A., New York, Springer Verlag.

-
-
- Halvorsen, M. B., Zeddies, D. G., Ellison, W. T., Chicoine, D. R., & Popper, A. N. (2012). Effects of mid-frequency active sonar on hearing in fish. *J. Acoust. Soc. Am.* 131:599-607.
- Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Matthews, F., Carlson, T. J., & Popper, A. N. (2012). Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 4705–4714.
- Halvorsen, M. B., Zeddies, D. G., Chicoine, D. & Popper, A. N. (2013). Effects of low-frequency naval sonar exposure on three species of fish. *J. Acoust. Soc. Am.* 134: EL205–EL210.
- Handegard, N. O., & Tjøstheim, D. (2005). When fish meet a trawling vessel: examining the behaviour of gadoids using a free-floating buoy and acoustic split-beam tracking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2409-2422.
- Handegard, N. O., Tronstad, T. V. & Hovem, J. (2012) Evaluating the effect of seismic surveys on fish – the efficiency of different exposure metrics to explain disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 1271-1277
- Hansen, R. R. & Karlsen, H. E. (2016) Frequency sensitivity of microhonic potentials from the inner ear of Atlantic mackerel (*Scomber scomber*). University of Oslo report. 14 pages.
- Harris, R. E., Miller, G. & Richardson, W. J. (2001). Seal responses to airgun sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort sea. *Mar. Mamm. Sci.* 17:795-812.
- Harris, C. M., Sadykova, D., DeRuiter, S. L., Tyack, P. L., Miller, P., Kvadsheim, P., Lam F. P. A. & Thomas, L. (2015). Dose response severity functions for acoustic disturbance in cetaceans using recurrent event survival analysis. *Ecosphere* 6:1-14.
- Harris, C. M., Thomas, L., Sadykova, D., DeRuiter, S. L., Tyack, P. L., Southall, B. L., Read, A. J., & Miller, P. J. O. (2016a). The Challenges of Analyzing Behavioral Response Study Data: An Overview of the MOCHA (Multi-study Ocean Acoustics Human Effects Analysis) Project. In: Popper, A. N. & Hawkins, A. (Eds.). *Effects of Noise on Aquatic Life II*. Vol. 875, pp. 399-407.
- Harris, C. M., Thomas, L., Falcone, E. A., Hildebrand, J., Houser, D., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Miller, P. J. O., Moretti, D. J., Read, A. J., Slabbekoorn, H., Southall, B. L., Tyack, P. L., Wartzok, D. & Janik, V. M. (2016b-in review). Marine mammals and sonar: dose-response studies, the risk-disturbance hypothesis and the role of exposure context. *Journal of Applied Ecology* (in review).
- Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O. A., Østensen, Ø., Fonn, M., & Haugland, E. K. (2004). Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*). *ICES Journal of Marine Science* 61:1165-1173.
- Hawkins, A. D. & Johnstone, A. D. F. (1978). The hearing of Atlantic salmon, *Salmo salar*. *J. Fish Biol.* 13:655-673.
- Heuch, P. A. & Karlsen, H. E. (1997). Detection of infrasonic water oscillations by copepodids of *Lepeophtherus salmonis* (Copepoda: Caligida). *J. Plankt. Res.* 19:735-747.
- Holliday, D., Pieper, R., Clarke, M., & Greenlaw, C. (1987). The effects of airgun energy releases on the eggs, larvae and adults of the northern anchovy (*Engraulis mordax*). American Petroleum Institute, Washington, DC.
- Hooker, S. K., Baird, R. W. & Fahlman, A. (2009). Could beaked whales get the bends? Effect of diving behaviour and physiology on modelled gas exchange for three species: *Ziphius cavirostris*, *Mesoplodon densirostris* and *Hyperoodon ampullatus*. *Respiratory Physiology & Neurobiology* 167:235-246.
- Hooker, S. K., Fahlman, A., Moore, M. J., Aguilar De Soto, N., Bernaldo De Quiros, Y., Brubakk, A. O., Costa, D. P., Costidis, A. M., Dennison, S., Falke, K. J., Fernandez, A., Ferrigno, M., Fitz-Clarke, J. R., Garner, M. M., Houser, D. S., Jepson, P. D., Ketten, D. R., Kvadsheim, P. H., Madsen, P. T., Pollock, N. W., Rotstein, D. S., Rowles, T. K., Simmons, S. E., Van Bonn, W., Weathersby, P. K., Weise, M. J., Williams, T. M. & Tyack, P. L. (2012). Deadly diving? Physiological and behavioural management of decompression stress in diving mammals. *Proceedings of the Royal Society of London B Biological Sciences* doi:10.1098/rspb.2011.2088
- Houser, D. S., Helweg, D. A., & Moore, P. W. B. (2001). A bandpass filter-bank model of auditory sensitivity in the humpback whale. *Aquatic Mammals* 27:82-91.

-
-
- Houser, D. S., Howard, R. & Ridgway, S. (2001). Can diving-induced tissue nitrogen supersaturation increase the chance of acoustically driven bubble growth in marine mammals? *Journal of Theoretical Biology* 213:183-195.
- Isojunno, S., Cure, C., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., Wensveen, P. J. & Miller, P. J. O. (2016). Sperm whales reduce foraging effort during exposure to 1-2 kHz sonar and killer whale sounds. *Ecological Applications* 26:77-93. doi: 10.1890/15-0040.
- Jasny, M., Reynolds, J., Horowitz, C. & Wetzler, A. (2005). Sounding the Depths II: The Rising Toll of Sonar, Shipping and Industrial Ocean Noise on Marine Life. Natural Resources Defense Council. www.nrdc.org/wildlife/marine/sound/sound.pdf.
- Jepson, P. D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I. A. P., Castro, P., Baker, J. R., Degollada, E., Ross, H. M., Herraes, P., Pocknell, A. M., Rodriguez, F., Howie, F. E., Espinosa, A., Reid, R. J., Jaber, J. R., Martin, V., Cunningham, A. A. & Fernandez, A. (2003). Was sonar responsible for a spate of whale death after an Atlantic military exercise? *Nature*. 425: 575-576.
- Johnsen, C. S. (1967). Sound detection thresholds in marine mammals. In: Tavolga, W. N. (ed). *Marine bio-acoustics vol 2*. Pergamon, Oxford, UK.
- Jørgensen, R., Olsen, K. K., 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, 51.
- Kaifu, K., Akamatsu, T., Segawa, S. (2008). Underwater sound detection by cephalopod statocyst. *Fish. Sci.* 74:781-786.
- Kane, A. S., Song, J., Halvorsen, M. B., Miller, D. L., Salierno, J. D., Wysocki, L. E., Zeddies, D. & Popper, A. N. (2010). Exposure of fish to high intensity sonar does not induce acute pathology. *Journal of Fish Biology* 76: 1825–1840.
- Karlsen, H. E. (1992). Infrasound Sensitivity in the Plaice (*Pleuronectes platessa*). *J. Exp. Biol.* 171: 173-187.
- Karlsen, H. E. & Eckroth, J. R. (2011). Terskelverdier for lydulsindusert startle-atferd hos ulike arter og hørselsgrupper av fisk, og effekter av lyduls på spisemotivasjon. Rapport til Oljedirektoratet. 45 s.
- Karlsen, H. E. & Hansen, R. R. (2011). Effekter av seismikkuls på atferd hos frittsvømmende uer (*Sebastes marinus*) ved oljeplattformen Visund I Nordsjøen. Rapport til Statoil. 25 s.
- Karlsen, H. E. & Hansen, R. R. (2013). Lyduls fra hamringsaktivitet og mulige atferds- og skadeeffekter på tobisfisk (*Ammodytidae*). Rapport til Klima- og forurensningsdirektoratet. 38 s.
- Kaplan, M. B. & Mooney, A. T. (2016). Coral reef soundscapes may not be detectable far from the reef. *Sci. Rep.* 6: 31862. doi:10.1038/srep31862.
- Kastak, D. & Schusterman, R. J. (1998). Low frequency amphibious hearing in pinnipeds: Methods, measurements, noise and ecology. *J. Acoust. Soc. Am.* 103: 2216-2228.
- Kastak, D., Schusterman, R. J., Southall, B. L. & Reichmuth, C. J. (1999). Underwater temporary threshold shift induced by octave-band noise in three species of pinniped. *J. Acoust. Soc. Am.* 2: 1142-1148.
- Kastelein, R. A., Bunschoek, P., Hagedoorn, M., Au, W. W. L. & de Haan, D. (2002). Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *J. Acoust. Soc. Am.* 112: 334-344.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L., Macleod, A. & Terhune, J. M. (2012a). Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (*Phoca vitulina*) after octave-band noise exposure at 4 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.* 132:2745-2761.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L. & Olthuis, J. (2012b). Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.* 132:3525-3537.
- Kastelein, R. A., Gransier, R. & Hoek, L. (2013). Comparative temporary threshold shifts in a harbor porpoise and harbor seal, and severe shift in a seal (*L.*). *J. Acoust. Soc. Am.* 134:13-16
- Ketten, D. R. (1994). Functional Analyses of Whale Ears: Adaptations for Underwater Hearing, I.E.E.E Underwater Acoustics, vol. 1, pp. 264 - 270.

-
-
- Ketten, D. R. (2004). Experimental measures of blast and acoustic trauma in marine mammals (ONR Final Report N000149711030).
- King, S. L., Schick, R. S., Donovan, C., Booth, C. G., Burgman, M., Thomas, L. & Harwood, J. (2015). An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. *Methods in Ecology and Evolution* 6:1150-1158. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12411>.
- Kingsford, M. J., Leis, J. M., Shanks, A., Lindeman, K. C., Morgan, S. G. & Pineda, J. (2002). Sensory environments, larval abilities and local self-recruitment. *Bull. Mar. Sci.* 70:309–340.
- Kjellsby, E. (1993). Akustisk eksponering av fisk ved undervannssprengninger. FFI-rapport 93/2004, Forsvarets forskningsinstitutt.
- Kjellsby, E. & Kvalsvik, K. (1997). Begrensning av skade på marin fauna ved undervannssprengninger.. FFI-rapport- 97/04847.
- Kuningas, S., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A. & Miller, P. J. O. (2013). Killer whale presence in relation to naval sonar activity and prey abundance in northern Norway. *Ices Journal of Marine Science* 70:1287-1293. doi: 10.1093/icesjms/fst127.
- Kvadsheim, P. H. & Sevaldsen, E. M. (2005). The potential impact of 1-8 kHz active sonar on stocks of juvenile fish during sonar exercises. FFI Rapport 2005/01027.
- Kvadsheim, P. H., Sevaldsen, E. M., Folkow, L. & Blix, A. S. (2010). Behavioural and Physiological Responses of Hooded Seals (*Cystophora cristata*) to 1 to 7 kHz Sonar Signals. *Aquatic Mammals* 36:239-247. ISSN 0167-5427. doi: 10.1578/AM.36.3.2010.239.
- Kvadsheim, P., Lam, F. P., Miller, P., Wensveen, P., Visser, F., Sivle, L. D., Kleivane, L., Curé, C., Ensor, P., van Ljsseldmuide, S. & Dekeling, R. (2012). Behavioural responses of cetaceans to naval sonar signals in Norwegian waters – the 3S-2012 cruise report. FFI-rapport 2012/02058. (<http://rapporter.ffi.no/rapporter/2012/02058.pdf>).
- Kvadsheim, P. H., Miller, P. J. O., Tyack, P. L., Sivle, L. D., Lam, F. P. A., & Fahlman, A. (2012). Estimated tissue and blood N₂ levels and risk of decompression sickness in deep-, intermediate-, and shallow-diving toothed whales during exposure to naval sonar. *Frontiers in Physiology*, 3. doi: 10.3389/fphys.2012.00125
- Kvadsheim, P. H., DeRuiter, S., Sivle, L. D., Goldbogen, J., Roland-Hansen, R., Miller, P., Lam, F.-P., Calambokidis, J., Friedlaender, A., Visser, F., Tyack, P., Kleivane, L. & Southall, B. (2017-submitted). Avoidance Responses of Atlantic and Pacific Minke Whales to 1-4 kHz Naval Sonar. *Mar. Poll. Bull.* (submitted).
- Lagardère, J. P. (1982). Effects of noise on growth and reproduction of Crangon crangon in rearing tanks. *Mar. Biol.* 71:177-85. doi:10.1007/BF00394627.
- Leite, L., Campbell, D., Versiani, L., Anchietà, J. & Thiele, T. (2016). First report of a dead giant squid (*Architeuthis dux*) from an operating seismic vessel. *Mar. Biodiv. Rec.* 9:26-28.
- Ljungblad, D. K., Moore, S. E., Van Schoik, D. R. & Winchell, C. S. (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.
- Ljungblad, D. K., Scoggins, P. D. & Gilmartin, W. G. (1982). Auditory thresholds of a captive eastern Pacific bottle-nosed dolphin, *Tursiops* spp. *J. Acoust. Soc. Am.* 72:1726-1729.
- Lovell, J. M., Findlay, M. M., Moate, R. M. & Yan H. Y. (2005). The hearing abilities of the prawn *Palaemon serratus*. *Comp. Biochem. Physiol. A.* 140:89-100.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P. A. & Blanchet, M.-A. (2009). Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *J. Acoust. Soc. Am.* 125:4060–4070. <http://dx.doi.org/10.1121/1.3117443>.
- 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.
- Madsen, P. T. & Møhl, B. (2000). Sperm whales (*Physeter catodon* L. 1758) do not react to sounds from detonators. *J. Acoust. Soc. Am.* 107: 668-671.
- Martin, S. W., Martine, C. R., Matsuyama, B. M. & Henderson, E. E. (2015). Minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) respond to navy training. *J. Acoust. Soc. Am.* 137(5), 2533-41.

-
-
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *J. Acoust. Soc. Am.* 113: 638-642. doi: 10.1121/1.1527962.
- McCauley, R. D. & 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.
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., Wiggins, S. M. & 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.
- Miller, P. J. O. (2000). Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature* 405:903.
- Miller, P. J. O., Johnson, M. P., Madsen, P. T., Biassoni, N., Quero, M. & Tyack, P. L. (2009). Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. *Deep-Sea Res.* 157: 1168–1181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2009.02.008>.
- Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Wensveen, P. J., Antunes, R., Alves, A. C., Visser, F., Kleivane, L., Tyack, P. L. & Sivle, L. D. (2012). The Severity of Behavioral Changes Observed During Experimental Exposures of Killer (*Orcinus orca*), Long-Finned Pilot (*Globicephala melas*), and Sperm (*Physeter macrocephalus*) Whales to Naval Sonar. *Aquatic Mammals* 38:362-401. doi: 10.1578/am.38.4.2012.362.
- Miller, P. J. O., Antunes, R. N., Wensveen, P. J., Samarra, F. I. P., Alves, A. C., Tyack, P. L., Kvadsheim, P. H., Kleivane, L., Lam, F. P. A., Ainslie, M., A. & 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. doi: 10.1121/1.4861346.
- Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., Cure, C., DeRuiter, S. L., Kleivane, L., Sivle, L. D., Van Ijsselmuide, S. P., Visser, F., Wensveen, P. J., Von Benda-Beckmann, A. M., Martín López, L., M., Narazaki, T. & Hooker, S. K. (2015). First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. *Royal Society Open Science* 2(6): 140484. doi: 10.1098/rsos.140484
- Misund, O. A., Øvredal, J. T. & Hafsteinsson, M. T. (1996). Reactions of herring schools to the sound field of a survey vessel. *Aquatic Living Resources* 9:5-11.
- Mitson, R. B. (ed) (1995). Underwater noise of research vessels: Review and recommendations. ICES Cooperative Research Report 209.
- Montgomery, J. C., Jeffs, A., Simpson, S. D., Meekan, M. G. & Tindle, C. (2006). Sound as an orientation clue for the pelagic larvae of reef fish and crustaceans. *Adv Mar Biol* 51: 143–196.
- Mooney, T.A., Yamato, M. & Branstetter, B. K. (2012). Hearing in cetaceans: from natural history to experimental biology. *Advances in Marine Biology* 63:197–246. (doi:10.1016/b978-0-12-394282-1.00004-1).
- Møhl, B. (1968). Auditory sensitivity of the common seal in air and water. *Journal of Auditory Research* 8: 27-38.
- Nabe-Nielsen, J., Sibly, R. M., Tougaard, J., Teilmann, J. & Sveegaard, S. (2014). Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecological Modelling*, 272: 242–251.
- Nachtigall, P. E. & Supin, A. Y. (2013). A false killer whale reduces its hearing sensitivity when a loud sound is preceded by a warning. *J. Exper. Biol.* 216: 3062-3070.
- National Academy of Sciences (2005). *Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects*. National Academic Press.
- National Academy of Sciences (2016). *Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals*. National Academic Press DOI: 10.17226/23479
- Nedelec, S. L., Mills, S. C., Lecchini, D., Nedelec, B., Simpson, S. D. & Radford, A.N. (2016). Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environ. Poll.* 216: 428- 436.
- Neo, Y.Y. (2016). *Swimming Bass under Pounding Bass*. PhD dissertation, Leiden University, Netherlands.
- New, L. F., Harwood, J., Thomas, L., Donovan, C., Clark, J. S., Hastie, G., Thompson, P. M., Cheney, B., Scott-Hayward, L. & Lusseau, D. (2013). Modelling the biological significance of behavioural change in coastal bottlenose dolphins in response to disturbance. *Functional Ecology* 27: 314–322. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12052>.

-
-
- New, L. F., Hall, A. J., Harcourt, R., Kaufman, G., Parsons, E. C. M., Pearson, H. C., Cosentino, A. M. & Schick, R. S. (2015). The modelling and assessment of whale-watching impacts. *Ocean & Coastal Management* 115:10-16. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.006.
- NOAA/NMFS (National Oceanic and Atmospheric Administration - National Marine Fisheries Service) (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.
- Nowacek, D. P., Johnson, M. P. & Tyack, P. L. (2004). North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) ignore ships but respond to alerting stimuli. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 271:227-231. doi: 10.1098/rspb.2003.2570.
- Nowacek, D., Broker, K., Donovan, G. P., Gailey, G., Racca, R., Reeves, R. R., Vedenev, A. I., Weller, D. W. & Southall, B. L. (2013). Responsible practices for minimizing and monitoring environmental impacts of marine seismic surveys with an emphasis on marine mammals. *Aquatic Mammals* 39: 356-77.
- Nowacek, D. P., Clark, C. W., Mann, D., Miller, P. J. O., Rosenbaum, H. C., Golden, J. S., Jasny, M., Kraska, J. & Southall, B. L. (2015). Marine seismic surveys and ocean noise: time for coordinated and prudent planning. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:378-386. doi: 10.1890/130286.
- Ona, E., Godø, O. R., Handegard, N. O., Hjellvik, V., Patel, R. & Pedersen, G. (2007). Silent research vessels are not quiet. *J. Acoust. Soc. Am.* 121:EL145-EL150.
- OSPAR (2009). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. OSPAR Commission 2009.
- OSPAR (2015). OSPAR Monitoring Strategy for Ambient Underwater Noise. OSPAR Commission 2015.
- Packard, A., Karlsen, H. E. & Sand, O. (1990). Low frequency hearing in cephalopods. *J. Comp. Physiol. A.* 166:501-505. doi:10.1007/BF00192020.
- Parmentier, E. & Fine, M. L. (2016). Fish sound production: insights. In: Suthers, R. A., Fitch, W. T., Fay, R. R. & Popper, A. N. (eds.), *Vertebrate sound production and acoustic communication* (pp 19-49), New York, Springer Verlag.
- Pearson, W. H., Skalski, J. R., & Malme, C. I. (1992). Effects of sounds from a geophysical survey device on behavior of captive rockfish (*Sebastes* spp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:1343-1356.
- Pena, H., Handegard, N. O. & Ona, E. (2012). Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. *Ices Journal of Marine Science* 70:1174-1180. doi: 10.1093/icesjms/fst079.
- Pettersen, L. (1980). Frekvensdiskriminering hos ulke (*Cottus scorpius*), en fisk uten svømmeblære. Master Thesis, University of Oslo.
- Pirotta, E., Brookes, K. L., Graham, I. M. & Thompson, P. M. (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>.
- Popper, A. N. & Clarke, N. L. (1976). The auditory system of the goldfish (*Carassius auratus*): effects of intense acoustic stimulation. *Comp. Biochem. Physiol. A.* 53:11-18.
- Popper, A. N., Salmon, M. & Horch, K. W. (2001). Acoustic detection and communication by decapod crustaceans. *J. Comp. Physiol. A.* 187:83-89.
- Popper, A. N., Fay, R. R., Platt, C. & Sand, O. (2003). Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. In: *Sensory Processing in Aquatic Environments* (eds. Collin, S. P. & Marshall, N. J.), pp. 1 - 38. New York: Springer Verlag.
- Popper, A. N., Fewtrell, J., Smith, M. E. & McCauley, R. D. (2004). Anthropogenic sound: Effects on the behaviour and physiology of fishes. *Mar. Technol. Sci. J.* 37:35-40.
- Popper, A. N., Smith, M. E., Cott, P. A., Hanna, B. W., MacGillivray, A. O., Austin, M. E. & Mann, D. A. (2005). Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *J. Acoust. Soc. Am.* 117:3958-3971. doi: 10.1121/1.1904386.

-
-
- Popper, A. N., Halvorsen, M. B., Kane, A., Miller, D. L., Smith, M. E., Song, J. Stein, P. & Wysocki, L. E. (2007). The effects of high-intensity, low-frequency active sonar on rainbow trout. *J. Acoust. Soc. Am.* 122:623-635.
- Regnault, M. & Lagardère, J. P. (2013). Effects of ambient noise on the metabolic level of Crangon crangon (Decapoda, Natantia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1983:71–78.
- Richardson, W. J., Würsig, B. & Greene Jr., C. R. (1986). Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* 79: 1117-1128. doi:10.1121/1.393384
- Richardson, W. J., Greene, C. R. J., Malme, C. I. & Thomson, D. H. (1995). *Marine Mammals and Noise*. San Diego. Academic Press.
- Robertson, F. C., Koski, W. R. & Trites, A. W. (2016). Behavioral responses affect distribution analysis of bowhead whales in the vicinity of seismic operations. *Mar. Ecol. Prog. Series* 549: 243-262.
- Rolland, R. M., Parks, S. E., Hunt, K. E., Castellote, M., Corkeron, P. J., Nowacek, D. P., Wasser, S. K. & Kraus, S. D. (2012). Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proc. R. Soc. Lond. B e Biol. Sci.* 279: 2363e-2368.
- Romano, T. A., Keogh, M. J., Kelly, C., Feng, P., Berk, L., Schlundt, C. E., Carder, D. A., & Finneran, J. J. (2004). Anthropogenic sound and marine mammal health: Measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61:1124-1134.
- Roper, C. F. E. & Shea, E. K. (2013). Unanswered questions about the giant squid *Architeuthis* (*Architeuthidae*) illustrate our incomplete knowledge of coleoid cephalopods. *Am. Malacol. Bull.* 31:109–22. doi:10.4003/006.031.0104.
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L. & McConnell, B. J. (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
- Tollefsen, D. & Sagen, H. (2014). Seismic exploration noise reduction in the Marginal Ice Zone. *J. Acoust. Soc. Am.* 136: EL47-EL52. <http://dx.doi.org/10.1121/1.4885547>.
- Sand, O. & Enger, P. S. (1973). Evidence for an auditory function of the swimbladder in the cod. *J. Exp. Biol.* 59: 405-414.
- Sand, O. & Karlsen, H. E. (1986). Detection of infrasound by the Atlantic cod. *J. Exp. Biol.* 125:197-204.
- Sand, O. & Karlsen, H. E. (2000). Detection of infrasound and linear acceleration in fishes. *Philos. Trans. R. Soc. London* 355:1295-1298.
- Sars, G. O. 1870. Carcinologiske bidrag til Norges fauna. De ved Norges kyster forekommende mysider. Bind I-III. Christiania, Brøgger og Christie's bogtrykkeri.
- Schick, R. S., Rolland, R., Kraus, S., Pettis, H., Knowlton, A., Hamilton, P., Kenney, R., & J. Clark. (2013). Using Hierarchical Bayes to understand movement, health, and survival in critically endangered marine mammals. *PLoS ONE* 8(6): e64166. doi:10.1371/journal.pone.0064166.
- Schlundt, C. E., Finneran, J. J., Carder, D. A. & Ridgway, S. H. (2000). Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whale, *Delphinapterus leucas*, after exposure to intense tones. *J. Acoust. Soc. Am.* 107: 3496-3508.
- Scholander, P. F. (1940). Experimental investigations on the respiratory function in diving mammals and birds. *Hvalrådets Skrifter* 22:1–131.
- Scholik, A. R. & Yan, H. Y. (2001). Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. *Hear. Res.* 152:17-24.
- Simpson, S. D., Meekan, M. G., McCauley, R.D. & Jeffs, A. (2004). Attraction of settlement-stage coral reefs fishes to ambient reef noise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 276,:263–268.
- Simpson, S. D., Meekan, M. G., Montgomery, J. C., McCauley, R. D. & Jeffs, A. (2005). Homeward sound. *Science* 308: 221.
- Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Fahlman, A., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., & Miller, P. J. O. (2012). Changes in dive behavior during naval sonar exposure in killer whales, long-finned pilot whales, and sperm whales. *Frontiers in Physiology* 3: 400. doi: 10.3389/fphys.2012.00400.

-
-
- Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Ainslie, M. A., Solow, A., Handegard, N. O., Nordlund, N. & Lam, F.-P. A. (2012). Impact of naval sonar signals on Atlantic herring (*Clupea harengus*) during summer feeding. *ICES Journal of Marine Science* 69 : 1078-1085. *Journal du Conseil*, fss080.
- Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H. & Ainslie, M. A. (2014). Potential for population-level disturbance by active sonar in herring. *ICES J. Mar. Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fsu154.
- Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Cure, C., Isojunno, S., Wensveen, P. J., Lam, F. P. A., Visser, F., Kleivane, L., Tyack, P. L., Harris, C. M. & Miller, P. J. O. (2015). Severity of Expert-Identified Behavioural Responses of Humpback Whale, Minke Whale, and Northern Bottlenose Whale to Naval Sonar. *Aquatic Mammals* 41:469-502. doi: 10.1578/am.41.4.2015.469.
- Sivle, L., Kvadsheim, P., & Ainslie, M. (2015). Potential for population-level disturbance by active sonar in herring. *ICES Journal of Marine Science* 72:558-567.
- Sivle, L. D., Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F.-P. A., Visser, F., Curé, C., Harris, C. M., Tyack, P. L. & Miller, P. J. O. (2016). Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series* (in press).
- Sivle, L. D., Hansen, R., Karlsen, H. E. & Handegard, N. O. (2016) Mackerel behaviour and seismic signals – a net pen study. *Rapport fra Havforskningen nr 19*. ISSN 1893-4536.
- Sivle, L. D. (2016). Fisk og Seismikk – Forskningsfokus fremover. *Rapport fra Havforskningen nr 17*. ISSN 1893-4536.
- Skalski, J. R., Pearson, W. H., & Malme, C. I. (1992). Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes* spp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:1357-1365.
- Slabbekoorn, H. N., Bouton, N. I., van Opzeeland, A., Coers, A., ten Cate, C. & Popper, A. N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol Evol*. 25:419-27. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005.
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J. & Ona, E. (2004). Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*. 67: 143–150.
- Smith, M. E., Kane, A. S. & Popper, A. N. (2004). Noise-induced stress response and gearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *J. Exp. Biol.* 207:427-435.
- Smith, M. E., Kane, A. S. & Popper, A. N. (2004). Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: does the linear threshold shift hypothesis hold water? *J. Exp. Biol.* 207:3591-3602.
- Smith, M. E., Coffin, A. B., Miller, D. L. & Popper, A. N. (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *J. Exp. Biol.* 209:4193-4202.
- Smith, M. E., Schuck, J. B., Gilley, R. R. & Rogers, D. D. (2011). Structural and functional effects of acoustic exposure in goldfish: evidence for tonotopy in the teleost saccule. *BMC Neuroscience* 12,:19.
- 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.
- Soria, M., Fréon, P., & Gerlotto, F. (1996). Analysis of vessel influence on spatial behaviour of fish schools using a multi-beam sonar and consequences for biomass estimates by echo-sounder. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 53(2), 453-458.
- Soto, N. A., Johnson, M., Madsen, P. T., Tyack, P. L., Bocconcelli, A., & Borsani, J. F. (2006). Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*)? *Marine Mammal Science*, 22(3), 690-699. doi: 10.1111/j.1748-7692.2006.00044.x
- Southall, B. L., A. E. Bowles, W. T. Ellison, J. J. Finneran, R. L. Gentry, C. R. Greene Jr., D. Kastak, D. R. Ketten, J. H. Miller, P. E. Nachtigall, W. J. Richardson, J. A. Thomas, and P. L. Tyack. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33: 411-521.

-
-
- Southall BL, DP Nowacek, PJO Miller, PL Tyack (2016). Experimental field studies to measure behavioral responses of cetaceans to sonar. *ENDANGERED SPECIES RESEARCH* 31: 293–315, doi: 10.3354/esr00764
- Sætre, R., & Ona, E. (1996). Seismiske undersøkelser og skader på fiskeegg og -larver; en vurdering av mulige effekter på bestandsnivå Fisken og Havet (Vol. 8, pp. 25): Havforskningsinstituttet.
- Szymanski, M. D., Bain, D. E., Kiehl, K., Pennington, S., Wong, S., and Henry, K. R. (1999). Killer whale (*Orcinus orca*) hearing: Auditory brainstem response and behavioral Audiograms. *J. Acoust. Soc. Am.* 106, 1134-1141.
- Tasker ML, M Amundin, M Andre, A Hawkins, W Lang, T Merck, A Scholik-Schlomer, J Teilmann, F Thomsen, S Werner & M Zakharia (2010). MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy. EUR 24341 EN - 2010
- Therhune, JM (1988). Detection thresholds of a harbour seal to repeated underwater high-frequency, short duration sinusoidal pulses. *Can. J. Zool.* 66(7): 1578-1582.
- Therhune JM & K Ronald (1972). The harp seal, *Pagophilus groenlandicus* (Erxleben, 1777). III The underwater audiogram. *Can. J. Zool.* 50: 656-669.
- Therhune JM & K Ronald (1975). Masked hearing thresholds of ringed seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 58(2): 515-516.
- Thomas, J. A., Kastelein, R. A., & Awbrey, F. T. (1990). Behavior and blood catecholamines of captive belugas during playbacks of noise from an oil drilling platform. *Zoo Biology*, 9, 393-402.
- 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
- Tollefsen D. & Sagen H. Seismic exploration noise reduction in the marginal ice zone. (2014). *J. Acoust. Soc. Am.* 136(1): pp.EL47-52. doi: <http://dx.doi.org/10.1121/1.4885547>
- 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>.
- Tubelli, A. A., Zosuls, A., Ketten, D. R., Yamato, M., & Mountain, D. C. (2012). A prediction of the minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) middle-ear transfer function. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132(5), 3263-3272. doi: 10.1121/1.4756950
- Tyack, P. L., Johnson, M., Soto, N. A., Sturlese, A., & Madsen, P. T. (2006). Extreme diving of beaked whales. *Journal of Experimental Biology*, 209(21), 4238-4253. doi: 10.1242/jeb.02505
- Tyack, P.L., Zimmer, W.M., Moretti, D., Southall, B.L., Claridge, D.E., Durban, J.W., Clark, C.W., D'amico, A., Dimarzio, N., Jarvis, S., McCarthy, E., Morrissey, R., Ward, J., and Boyd, I.L. (2011). Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS ONE* 6, e17009.
- Vabø, R., Olsen, K., & Huse, I. (2002). The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. *Fisheries research*, 58(1), 59-77.
- Vermeij, M.J.A., Marhaver, K.L., Huijbers C.H., Nagelkerken, I. & Simpson, S.S. (2010). Coral larvae move towards reef sounds. *PLoS ONE* 5(5):e10660. Doi:10.1371/journal.pone.0010660.
- Visser, F., Cure, C., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., & Miller, P. J. O. (2016). Disturbance-specific social responses in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. *Scientific Reports*, 6. doi: 10.1038/srep28641
- Voellmy, I. K., Purser, J., Flynn, D., Kennedy, P., Simpson, S. D., & Radford, A. N. (2014). Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. *Animal Behaviour*, 89, 191-198.
- von Benda-Beckmann, A.M., P.J. Wensveen, P.H. Kvadsheim, F.P.A. Lam, P.J.O. Miller, P.L. Tyack, M.A. 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, A. M.; Aarts, G.; Sertlek, H. O.; Lucke, K.; Verboom, W. C.; Kastelein, R. A.; Ketten, D. R.; van Bemmelen, R.; Lam, F.-P. A.; Kirkwood, R. J.; Ainslie, M. A. (2015)

-
-
- Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Southern North Sea. *Aquatic Mammals*, 41, 503-523
- Wale, M.A., Simpson, S.D., Radford, A.N. (2013a). Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. *Biol. Lett.*, 9, 20121194.
- Wale, M.A., Simpson, S.D., Radford, A.N (2013b). Noise negatively affects foraging and antipredator behavior in shore crabs. *Anim. Behav.*, 86, 111–118.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A.M., Hampson, D. & Mackie, D. (2001). Effects of seismic air guns on marine Fish. *Continental Shelf Research* 21, 1005–1027.
- Wensveen, P. J., von Benda-Beckmann, A. M., Ainslie, M. A., Lam, F. P. A., Kvadsheim, P. H., Tyack, P. L., & Miller, P. J. O. (2015). How effectively do horizontal and vertical response strategies of long-finned pilot whales reduce sound exposure from naval sonar? *Marine Environmental Research*, 106, 68-81. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.02.005
- Wensveen PJ., Kvadsheim PH., Lam F-PA., vonBenda-Beckmann A., Sivle L., Visser F., Curé C., Tyack PL., Miller PJO (2016 – in review). The effectiveness of ramp-up of naval sonar to reduce sound levels received by marine mammals: experimental tests with humpback whales. *Royal Society Proceeding B*.
- Wenz, G. 1962. Acoustic ambient noise in the Ocean: Spectra and Sources. *Journal of Acoust. Soc. Am.*, vol. 34, p. 1936.
- 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.
- Williams, R., Wright, A. J., Ashe, E., Blight, L. K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C. W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D. T., Erbe, C., Hammond, P. S., Merchant, N. D., O’Hara, P. D., Purser, J., Radford, A. N., Simpson, S. D., Thomas, L., & Wale, M. A. (2015). Impacts of anthropogenic noise on marine life: Publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean & Coastal Management*, 115, 17-24. doi:10.1016/j.ocecoaman.2015.05.021
- Williamson, R. (1988). Vibration sensitivity in the statocyst of the northern octopus, *Eledone cirrosa*. *J. Exp. Biol.* 1988, 134, 451–454.
- White, MJ, J Norris Jr, D Ljungblad, K Baron, G di Sciara (1978). Auditory thresholds of two beluga whales (*Delphinapterus leucas*). HSWRI Tech. Rep. 78-109. Rep. from Hubbs/Sea World Res. Inst., San Diego, CA, USA.
- Wilson, M, Rekkedal JÅ, Karlsen HE (2016). Infrasonic hearing and initial escape responses in cuttlefish, (til evaluering i *Current Biology*).
- Yelverton, JT, DR Richmond, W Hicks, SK Saunders, ER Fletcher (1975). The relationship between fish size and their response to underwater blasts. Defence Nuclear Agency, Topical Report DNA 3677T, pp42.
- Zimmer, W.M.X., and Tyack, P.L. (2007). Repetitive shallow dives pose decompression risk in deep-diving beaked whales. *Marine Mammal Science* 23, 888-925.

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.

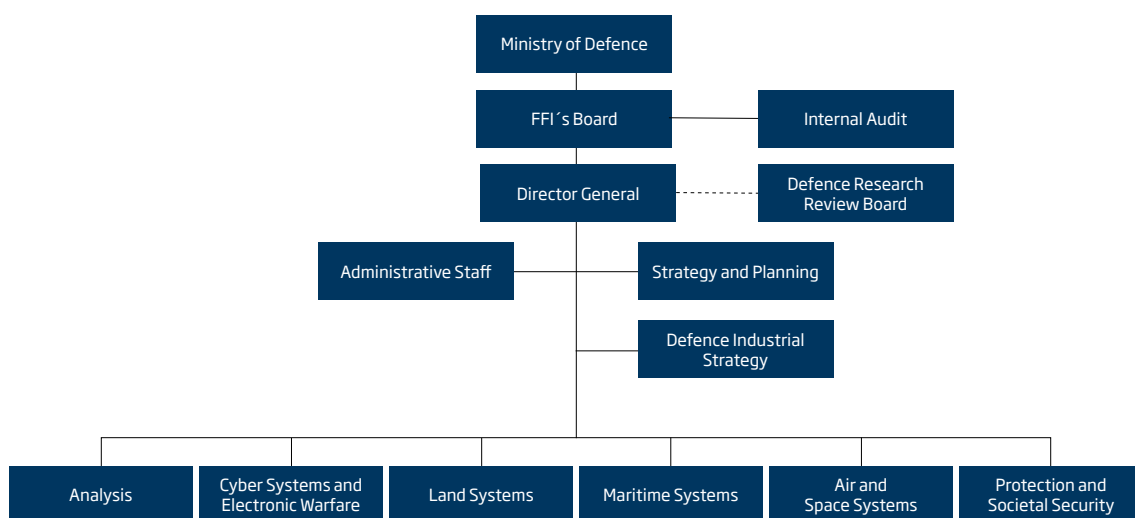
FFIs VISJON

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

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