

Undervandsstøj i danske farvande – status og problemstillinger i forhold til økosystemer

Jakob Tougaard

Dato: August 2012

Side 1/29

Havstrategidirektivet (MSFD i det følgende) opererer med en bred definition af forurening (EU Kommissionen, 2008):

”Direkte eller indirekte udledning i havmiljøet af stoffer eller energi som følge af menneskelig aktivitet [...] der forårsager eller må forventes at forårsage skadevirkninger på de levende ressourcer og marine økosystemer [...]”

Denne definition af forurening omfatter således også menneskeskabt lyd (støj), der kan forventes at have negative effekter på havmiljøet og denne støj er derfor også omfattet af direktivets regulering og er inkluderet som én af deskriptorerne (nr. 11) (EU Kommissionen, 2010):

”Indførelsen af energi, herunder undervandsstøj, befinder sig på et niveau, der ikke påvirker havmiljøet i negativ retning”

De konkrete kriterier og indikatorer for deskriptor 11 (se bilag 2) er fastlagt på baggrund af indstilling fra arbejdsgruppen vedr. deskriptor 11 (Tasker et al., 2010).

Der samler sig stor interesse omkring mulige miljømæssige effekter af undervandsstøj (Richardson et al., 1995; National Research Council, 2003; National Research Council, 2005; Southall et al., 2007; OSPAR Commission, 2009), og der er gennemført en lang række studier til belysning af effekter. Flertallet af studier omhandler dog effekter af enkeltlydkilder på enkeltarter og der er derfor meget begrænset viden om effekten af det generelle støjniveau på enkelt-individer og økosystemer.

1. Definitioner

Undervandslyd og hørelse

Lyd er ikke en entydig størrelse og det er ofte vanskeligt at trække en skarp grænse mellem lyd og vibrationer. I dette notat vil lyd alene omfatte longitudinalt udbredte trykbølger i vand eller luft og hørelse den tilsvarende omsætning af lyden til nerveimpulser. I mange tilfælde vil hørelsen være direkte (ørerne reagerer på trykændringer eller partikelbevægelser i vandet), men kan også være indirekte, idet lydbølgerne kan inducere vibrationer i det underlag en organisme sidder på (bunden, vegetationen el.lign.). Disse vibrationer kan opfattes af andre sanseorganer (ligevægtsorganer mm.). Efter en streng definition er dette ikke hørelse, men i sammenhæng med diskussion af negative effekter af lyd på organismer er det mindre væsentligt om lyden opfattes gennem det ene eller det andet sansesystem.

Støj

Det er stort set umuligt at definere støj på en generel og entydig måde. I de fleste definitioner er støj noget uønsket, i modsætning til et signal, som er den lyd man (dyr eller menneske) ønsker at opfatte. Problemet med en sådan definition er at forskellige organismer har forskellig opfattelse af hvad der er signal og hvad der er støj, og selv det samme individ kan opfatte den samme lyd som støj i en sammenhæng og signal i en anden (lyden af artsfæller kan være signal hvis man søger en partner, men støj hvis man søger efter føde). I rapporten vedr. deskriptor 11 (Tasker et al., 2010) opereres med en mere snæver definition, hvor fokus er på de menneskeskabte lyde og de negative effekter:

“For this report “noise” is taken to mean anthropogenic sound that has the potential to cause negative impacts on the marine environment [...].”

Dette er en meget snæver definition af støj, idet den ikke alene skal være menneskeskabt, men den skal også have potentialet til at påvirke det omgivne økosystem negativt. Der er grund til at brede definitionen lidt ud:

Støj: Lyd, der i den givne situation, for et givent individ, er uønsket, idet det påvirker dyrets fysiologi eller adfærd negativt eller interfererer med dyrets muligheder for at opfatte andre lyde af betydning for dyret.

Man taler ofte også om **baggrundsstøjen** og en almindelig udbredt definition af den er: Den del af støjbilledet der er tilbage, hvis man forestillede sig at man kunne fjerne alle individuelt identificerbare lydkilder. Populært sagt, den ”susen”, der er tilbage når man har fjernet alle de dele, man kan høre hvad er (f.eks. individuelle skibe, kald fra enkelt dyr osv.). Såfremt alle menneskelige bidrag kunne fjernes taler man om den **naturlige baggrundsstøj**.

Når det kommer til at karakterisere støj i form af målinger eller modelleringer så kan det være nyttigt at skelne mellem to begreber, lydbilledet og det akustiske miljø:

Lydbilledet (engelsk: "soundscape"): Det totale lydfelt målt i et bestemt punkt eller område.

Det akustiske miljø (engelsk: "acoustic habitat"): Den del af det totale støj-billede, der er relevant for en given organisme.

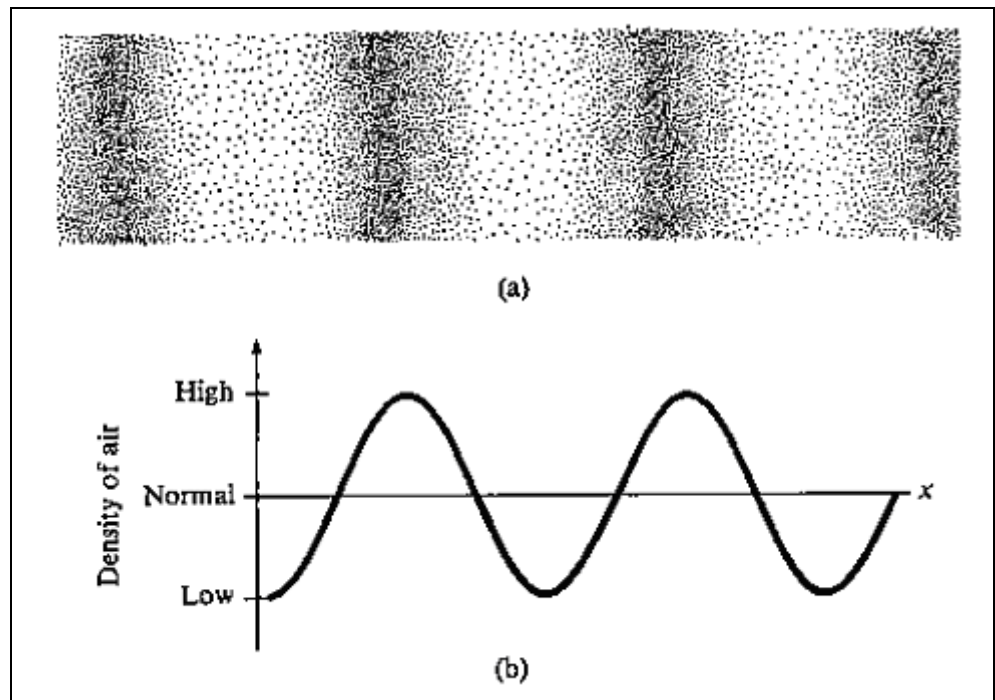
Lydbilledet er således den lyd, der kan måles med dertil indrettet måleudstyr, og er en fysisk beskrivelse af lyden. Det akustiske miljø er den delmængde af lydbilledet, der er relevant for en given organisme, dvs. den del af lydbilledet som dyret kan høre og reagerer på. Når det er nyttigt at skelne mellem de to begreber skyldes det at man sagtens kan forestille sig to organismer, der lever det samme sted og dermed er udsat for set samme lydbillede, men alligevel lever i hver deres akustiske miljø. Det akustiske miljø for f.eks. en sæl vil være helt domineret af tryk-delen af lydbilledet (se nedenfor), mens det akustiske miljø for dens byttedyr, fladfisk, vil være helt domineret af den del af lydbilledet, der udgøres af partikelbevægelserne. De to arter lever side om side, men oplever helt forskellige akustiske miljøer og kan dermed også være helt forskelligt påvirket af den samme støj.

Tryk og partikelbevægelse

I et lydfelt er energien fordelt på to dele: partikelbevægelse og trykændringer. Luftens eller vandets molekyler bevæger sig frem og tilbage, hvorved der opstår en trykbølge, der bevæger sig væk fra lydkilden med lydens hastighed (figur 1). Luftmolekylerne bevæger sig ikke enkeltvis, men som samlede luftmasser (bulk flow), der betegnes akustiske partikler¹.

Når der er grund til at fremhæve delementerne af lydfeltet skyldes det at forskellige organismer i forskellig grad er følsomme overfor de to komponenter. Pattedyrs ører er f.eks. alene følsomme overfor trykændringerne, mens mange invertebrater alene er i stand til at registrere partikelbevægelsen. Fisk er følsomme for partikelbevægelsen og i forskellig grad for trykændringer (se senere).

¹ Disse "partikler" er ikke virkelige, fysiske størrelser, men en matematisk abstraktion. Størrelsen af partiklerne, som er et mål for hvor stor mængde af luft eller vand der bevæger sig samlet, er frekvensafhængig og er i samme størrelsesorden som bølgelængden af lyden.



Figur 1. Øverst illustration af partikeltætheden i en lydbølge og de tilsvarende ændringer i trykket nederst. Linjen mærket "normal" svarer til gennemsnitstrykket (svarende til barometerstanden i luft og det omgivende tryk i vand).

Trykændringerne kan måles ret enkelt i luft med en mikrofon og i vand med en hydrofon, mens partikelbevægelsen er langt mere kompliceret at måle og i vand findes ingen generelt anvendelig målemetode. Under fritfelt-betingelser (langt fra reflekterende overflader) og i stor afstand fra lydkilden² er de to størrelser tæt forbundne³ og man kan således beregne partikelbevægelsens størrelse, men ikke retning, ud fra en trykmåling med en enkelt mikrofon/hydrofon.

Forskelle mellem lyd i luft og vand

Grundlæggende set er der ikke forskel mellem den måde lyd opfører sig i luft og i vand, idet der i begge tilfælde er tale om longitudinale trykbølger. I praksis er der dog væsentlige forskelle, som man bør have for øje når man sammenligner. De fleste forskelle mellem lyd i vand og luft skyldes den store forskel i massefylden af de to medier. Den større massefylde af vand betyder bl.a. at lyd hastigheden er ca. 5 gange højere i vand end i luft (ca. 1500 m/s mod ca. 340 m/s). Heraf følger at bølgelængden ved den samme frekvens (svingninger per sekund) er ca. 5 gange større i vand end i luft.

² "Stor" skal forstås i relation til både lydens bølgelængde og den fysiske størrelse af lydkilden.

³ $p = \rho c u$, hvor p er trykket, ρ er densiteten (af luft eller vand), c er lydhastigheden og u er partikelhastigheden.

Den store forskel i massefylde har desuden betydning for den måde lyd reflekteres på. Lyd reflekteres fra en overflade såfremt der er en væsentlig forskel i massefylde⁴ mellem mediet (vand eller luft) og overfladen. For lyd i vand betyder det at de kraftigste refleksioner kommer fra undersiden af vandoverfladen og fra luftbobler, der måtte være i vandet eller inde i dyr eller planter. Objekter, der har en større massefylde end vand (sten, havbund, metal osv.) vil også kunne reflektere lyden, hvorimod lyd passerer stort set uhindret gennem mange typer biologisk væv, der har en massefylde meget tæt på vands.

En anden forskel, der også hænger sammen med massefylden, er at vand i modsætning til luft stort set ikke kan presses sammen. Det betyder at en lyd med samme akustiske energi i hhv. luft og vand vil resultere i to helt forskellige forhold mellem partikelbevægelse og lydtryk. I vand vil selv en lille sammenpresning kræve et meget stort tryk og derfor vil der for den samme mængde energi opstå et langt højere lydtryk, men langt mindre partikelbevægelse, i forhold til i luft⁵. Dette har væsentlige konsekvenser for sammenligningen af lydtryk og intensitet i luft og vand. I udgangspunktet skal man derfor undgå enhver sammenligning af lydtryk og intensitet mellem luft og vand.

dB-skalaen: Lydtryk, intensitet og energi udtrykkes ofte ved hjælp af dB-skalaen. Da tryk i vand og luft som nævnt ovenfor ikke kan sammenlignes kan dB-værdier angivet for lyd i vand heller ikke sammenlignes med den i luft gængse dB skala. Angivelse af lydtryk i vand ved hjælp af dB skalaen må derfor alene betragtes som en relativ angivelse af lydtrykket, i forhold til den arbitrære reference $1 \mu\text{Pa}$.

Meget korte og stereotype signaler, f.eks. seismiske målepulser, karakteriseres oftest ved spids-lydtrykket (dB_{peak}), eller spids-spids lydtrykket (dB_{pp}). For længere signaler, hvor amplituden kan variere betragteligt gennem signalets varighed er et rms-gennemsnitsmål (dB_{rms}) oftest mere informativt. For vedvarende lyd, såsom baggrundsstøj giver alene rms-lydtrykket mening.

Den totale akustiske energi i et signal kan udregnes enten i Joule, eller den noget ukonventionelle enhed $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, der ofte ses anvendt på grund af beregningsmæssige fordele.

I tabel 1 i bilag 1 er angivet definitioner for hyppigt anvendte måleenheder for lydtryk og energi i vand.

⁴ Mere præcist den specifikke akustiske impedans, ρc .

⁵ Udtrykt mere præcist: $p/u = \rho c$. ρc for vand er $1.5 \cdot 10^6 \text{ Pa s/m}$ og for luft 416 Pa s/m , dvs. den samme akustiske energi resulterer i 3.600 gange så højt tryk i vand som i luft, med tilsvarende lavere partikelhastighed.

Frekvensanalyse: Fordelingen af energi i lyd analyseres og udtrykkes på to forskellige måder, enten som et Fourier (FFT) spektrum eller som 1/3-oktav spektrum. Et FFT-spektrum, også kaldet tæthedsspektrum, angiver energien fordelt på frekvens, normaliseret i 1 Hz brede frekvensbånd og er velegnet til detaljeret beskrivelse af de enkelte delkomponenter i støjen. I modsætning hertil er 1/3 oktav-spektret, der angiver energien fordelt hen over en serie af delvist overlappende filtre, alle 1/3 oktav brede. En oktav svarer til en fordobling af frekvensen. 1/3-oktavspektret vælges ofte i sammenhænge med vurdering af hørbarhed og effekter af støj på dyr, idet pattedyr- og fiskeørets funktion i disse sammenhænge kan beskrives godt med en sådan model af delvist overlappende filtre, der bliver bredere og bredere med stigende frekvens.

2. Datagrundlag

Med hensyn til baggrundsdata er vi i den paradoksale situation at undervandsstøjområdet kan være en af de indikatorer i MSFD-sammenhæng hvor der findes den bedste baseline og lange tidsserier, men disse data er for næsten 100 % vedkommende klassificeret som militære hemmeligheder, da de er indsamlet af søværn og efterretningstjenester, i særlig grad under den kolde krig. Det synes fornuftigt at indlede et samarbejde med NATO og nationale enheder med henblik på at udnytte potentialet i dette baggrundsmateriale. Det har ikke været muligt indenfor rammerne af dette notat at undersøge disse muligheder og det er derfor baseret på de sparsomme informationer tilgængelige i den videnskabelige litteratur.

Ud over hvad Søværnet og Forsvarets Efterretningstjeneste har indsamlet er der ikke foregået nogen systematisk måling af støj i danske farvande. Det er derfor på nuværende tidspunkt ikke muligt at give et billede af forholdene. Tilgængeligt findes enkelte punktmålinger relevante for danske forhold, og disse vil blive gennemgået. Det drejer sig om:

1. Målinger fra Tyske Bugt og Østersøen, foretaget af det tyske forsvarsforskningsinstitut i 1982 (Willie & Geyer, 1984).
2. Målinger syd for Rødsand i forbindelse med overvågning af marsvin i og omkring Rødsand II havvindmøllepark i 2008 (Teilmann et al., 2009).
3. Målinger fra Århus Bugt og Hatter Rev i forbindelse med EU-Interregprojektet BaltSeaPlan (Mortensen et al., 2011).

Der findes ingen offentliggjorte målinger der kan belyse eventuel udvikling i baggrundsstøjen i danske farvande, eller Nordatlanten for den sags skyld. Enkelte datasæt, der går tilbage til 1960-erne er tilgængelige fra det østlige Stillehav (Ross, 1993; Andrew et al., 2002; McDonald et al., 2006).

3. Metodebeskrivelse

Der findes endnu ikke standarder for måling og beskrivelse af undervandsstøj der er relevant for MSFD. Når man skal måle undervandsstøjen er der tre typer af forhold, der skal tages i betragtning:

4. Er målingerne troværdige afspejlinger af den lyd, der faktisk er i vandet omkring måleudstyret? Dette er en ren teknisk problemstilling, der handler om at bruge det rette udstyr.
5. Giver målingerne et troværdigt billede af den gennemsnitlige støjbelastning i et område, både set rumligt og i tid? Dette er en statistisk problemstilling, der handler om at have tilstrækkeligt mange målinger og lange måleserier til at kunne generalisere.
6. Kan målingerne tolkes i forhold til biologiske problemstillinger? Dette sidste spørgsmål er centralt og handler om hvordan man kommer fra en troværdig måling af lydbilledet til et fornuftigt bud på det akustiske miljø for en given art eller artsgruppe af dyr.

Det vil føre for vidt at gå i detaljer med disse punkter. Om punkt 1 er der ikke meget yderligere at sige i denne forbindelse, da det hovedsageligt er et måleteknisk problem. Om punkt 2 kan siges at det er væsentligt at have lange måleserier, over adskillige døgn, helst endnu mere, for at kunne dække den naturlige og menneskeskabte variation der er i støjbilledet. Om punkt 3 kan siges at der er konsensus om at angivelse af lydtryk opdelt på frekvensbånd, hver en tredjedel oktav brede, er et godt udgangspunkt for at vurdere hørbarheden af støjen og dens mulighed for at overdøve andre lyde (maskering) for de forskellige dyregrupper (Richardson et al., 1995). Denne analysemetode er anvendt i det følgende.

Generelt om baggrundsstøj i havet

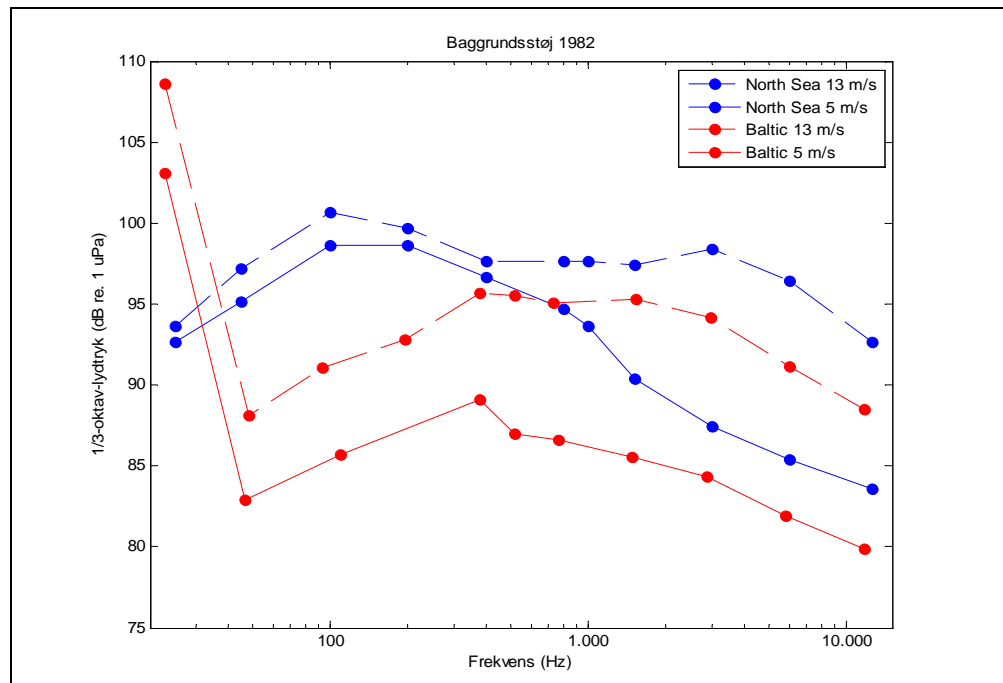
Der findes en lang række naturlige og menneskeskabte kilder til baggrundsstøjen i havene. Ikke desto mindre er det nogle få kilder, der dominerer, især når det handler om det åbne og dybe ocean (se figur 6 i bilag 1). Med undtagelse af Skagerrak og enkelte dele af Østersøen omkring Bornholm er de danske farvande generelt af meget lav dybde, hvorfor dybvandskurverne ikke har den store praktiske betydning. Flere forhold gør sig gældende i lavvandede områder, der hver for sig og tilsammen gør de akustiske forhold en del mere komplicerede end i det åbne hav (Kuperman & Lynch, 2004). Det vigtigste at fremhæve er at den lave dybde gør det fysisk umuligt for lyde af meget lav frekvens at udbredes. Jo større misforhold mellem lydets bølgelængde og dybden, des vanskeligere bliver udbredelsen og dette betyder at lyde under 50-100 Hz har meget svært ved at udbredes i de lave dele af de danske farvande⁶⁷.

⁶ Den akustiske energi forsvinder naturligvis ikke, men absorberes i havbunden.

⁷ Dette fænomen opstår når lyd med stor bølgelængde sendes gennem vanddybder i samme størrelsesorden som bølgelængden og beskrives vha. "normal mode" modeller (Urick, 1983; Kuperman and

4. Resultater

Kigger man på de tyske målinger fra 1982 (figur 2) kan man se en betydelig forskel i støjniveauerne mellem Østersøen og Nordsøen. Da målingen i Østersøen er fra en mindre trafikeret del af Østersøen, mens Nordsø-målingen er fra den centrale Tyske Bugt, er hovedforklaringen nok bidrag fra skibe. Det bør noteres at målingerne i Nordsøen i tredjedelsoktav-båndene 63 Hz og 125 Hz (de bånd, der omtales i MSFD) allerede i 1982 lå lige omkring det i direktivet angivne grænseniveau på 100 dB re 1 μ Pa. Dette er ikke tilfældet med Østersømålingerne, men det er ikke vanskeligt at forestille sig at niveauerne i området nord for Bornholm, hvor skibstrafikken er intens, ligger tilsvarende højt.



Figur 2. Baggrundsstøj i Tyske Bugt (blå, ca. 70 km vest for Sild) og Østersøen (rød, ca. 100 km SØ for Gotland), målt ved vindstyrker svarende til omtrentlig bølgehøjde på hhv. ca. 0,5-1,3 m og 4-6 ms (Sea state hhv. 3 og 6). Kurverne for Nordsøen overlapper næsten i området under 1000 Hz, hvilket skyldes at skibsstøj er den dominerende bidrager i dette område. Dette er ikke tilfældet i Østersøen. Efter (Willie & Geyer, 1984).

Målingerne fra 2008-2010 i indre danske farvande (figur 3) viser store forskelle mellem områderne. Rødsand er uden tvivl den mest belastede lokalitet af de tre, med niveauer i 63 Hz og 125 Hz båndene over 100 dB re. 1 μ Pa 75 % af tiden. Stationen ved Hatter Rev, placeret meget tæt på sejlrueten har næsten

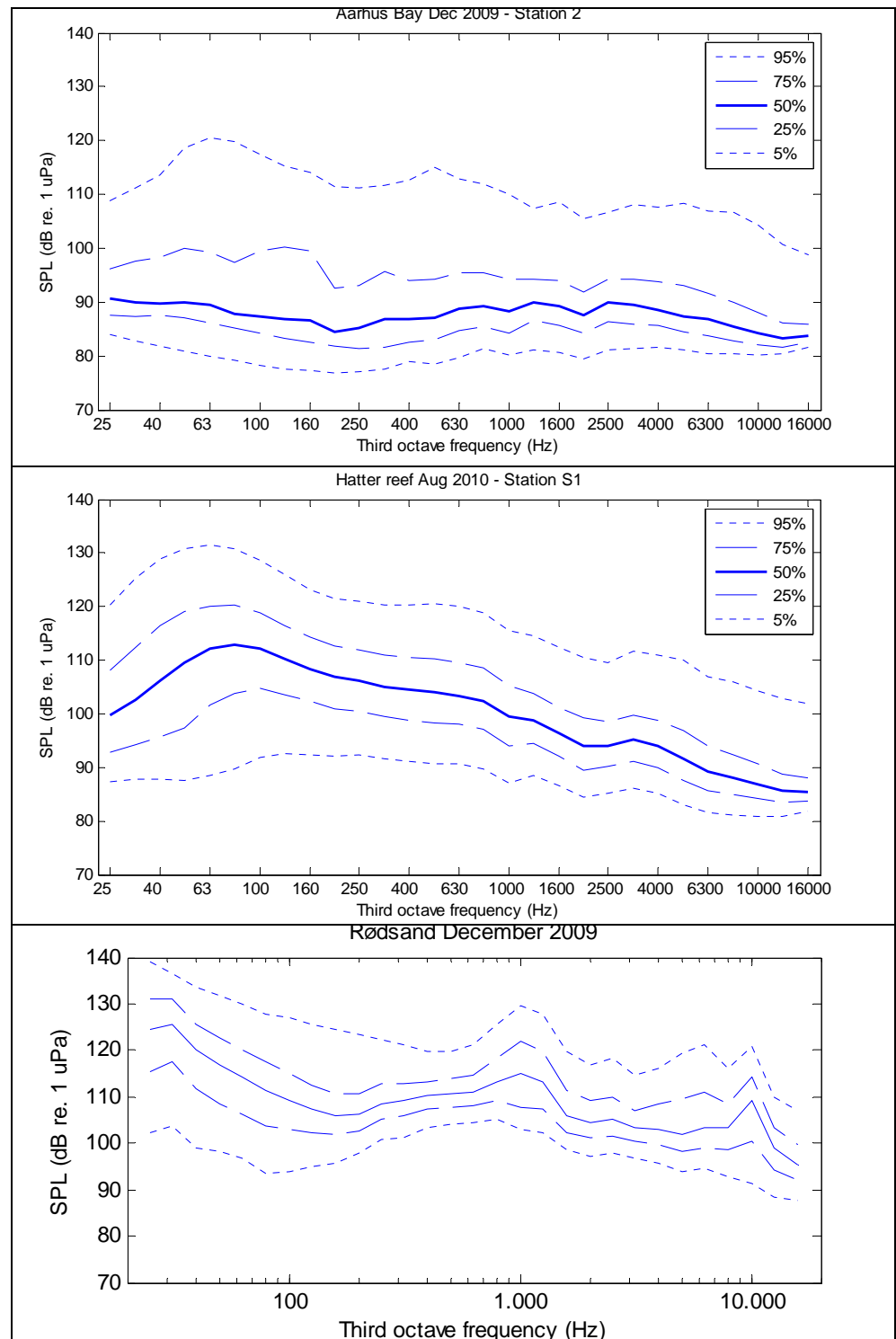
Lynch, 2004). Da lydets hastighed i vand er ca. 1500 m/s vil effekten opstå for lyde under nogle hundrede Hz for vanddybder på 10-30 m, typiske for store dele af danske farvande.



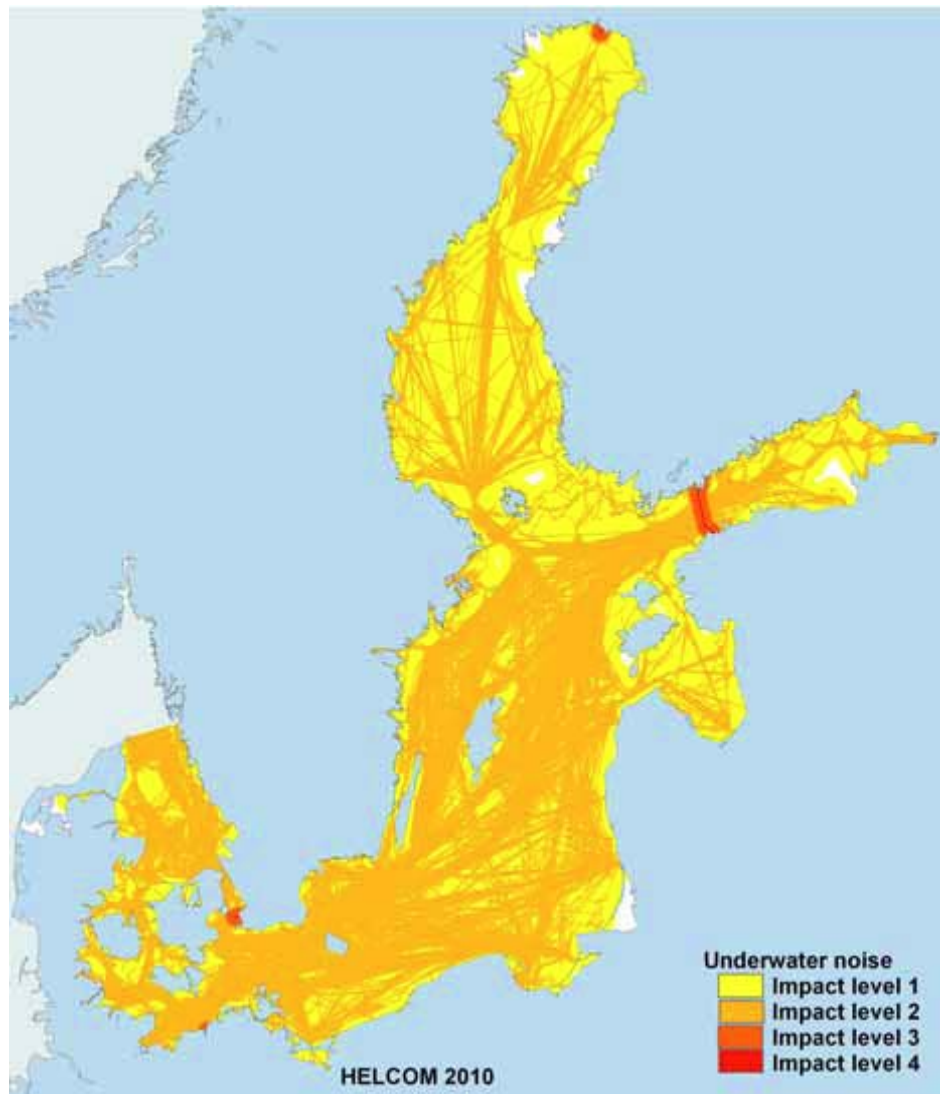
tilsvarende høje niveauer. I Århus Bugt, med stationen placeret ved sejlrueten for Odden-Århus færgeren, ligger niveauerne over 100 dB re. 1 μ Pa under 25 % af tiden.

Som nævnt tidligere findes ingen tidsserier af målinger fra danske farvande, omend det er en realistisk mulighed at gentage målingerne på de samme positioner som (Willie & Geyer, 1984) anvendte for 30 år siden. Kigger man på de målinger, der findes fra det østlige Stillehav (figur b2 i bilag 1) kan man se at støjen her er steget med mellem 2.5 og 5 dB per tiår og det er formentlig et godt bud også på stigningen i europæiske farvande.

Med tilstrækkelig viden om lydudbredelse og egenskaber for de enkelte støjkilder i havet (enkeltskibe, broer, konstruktionsarbejder mm.), er det i princippet muligt at modellere støjpåvirkningen ud fra kendskab til den rumlige og tidsmæssige placering af støjkilderne. I praksis er dette uhyre vanskeligt, selv for hydrografisk set simple farvande og det er på nuværende tidspunkt på ingen måde muligt at modellere realistiske scenarier uden at have faktiske måleserier til at validere modellerne med. Således må forsøg som vist i figur 4 betragtes som rent gætværk, og bør derfor ikke tillægges værdi i en basisvurdering i henhold til MSFD.



Figur 3. Tredjedelsoktavspektre fra tre forskellige lokaliteter i Indre danske Farvande: Århus bugt, Hatter Rev (dybvandsruten) og syd for Rødsand. De enkelte kurver viser percentiler, den midterste medianniveauet. Efter Mortensen et al. (2011) og Tougaard (unpubl.)



Figur 4. Støjpåvirkning fra skibe i HELCOM-området, modelleret på baggrund af AIS-data for skibstrafikken og viden om specifikke anlægsarbejder, samt en simpel model for lydudbredelse. Til det sidste hører Lillgrund havvindmøllepark, hvorfor sydlige Øresund lyser kraftigt op. Baseret alene på data om skibsfart og konstruktionsarbejder og ikke faktiske målinger, hvorfor værdien er tvivlsom. Fra HELCOM (2010).

5. Effekten af undervandsstøj på marine organismer

Det er velkendt fra mennesker at støj kan være skadelig. Kraftig støj i kort tid eller lavere støj gennem lang tid kan forårsage høreskader og lavere niveauer af støj kan give en række fysiologiske reaktioner. Det har givet sig udslag i en

gennemgribende regulering af hvilke støjniveauer mennesker må udsættes for i deres arbejde (arbejds miljølovgivningen) og i deres bolig (EUs støjdirektiv). Når det kommer til effekten af støj på dyr, herunder marine organismer, er vores viden langt mere begrænset.

Effekter af støj kan inddeles på forskellig vis. Siden (Richardson et al., 1995) har det været almindeligt at omtale fire påvirkningszoner: Hørbarhed, adfærdsreaktioner, maskering (overdøvning af andre lyde) og fysiologiske skader (høretab og i ekstreme tilfælde skader på organer eller død). Hertil bør tilføjes to yderligere kategorier: fysiologiske effekter på f.eks. kredsløb og hormonniveauer og ikke-auditoriske effekter, dvs. effekter af lyd, der ikke har med hørelse at gøre. Da forskellige dyregrupper har forskellig hørelse og sandsynligvis også forskellig følsomhed er udbredelsen af zonerne ikke bare specifikke for den enkelte lydkilde, men også for arter eller artsgrupper.

- **Hørbarhed.** I sig selv ikke en effekt og derfor siger størrelsen af den hørbare zone alene ikke noget om påvirkningen. I mangel af bedre kan den dog bruges som et første og øvre estimat for påvirkningszonen, idet hørbarhed antages at være forudsætningen for de øvrige påvirkninger (på nær ikke-auditoriske påvirkninger).
- **Maskering.** Den zone hvori en given støjpåvirkning kan gøre det vanskeligere for et dyr at opfatte andre, for dyret væsentlige lyde, såsom artsfæller, lyde fra byttedyr og lyde fra rovdyr.
- **Adfærdsændring.** Den zone hvori en given støj giver anledning til ændring af dyrets adfærd (flugt, afbrydelse af anden aktivitet, nysgerrighed osv.). Er vanskelig at anvende i praksis, da reaktion på en lyd i sig selv ikke siger noget om hvilken effekt forstyrrelsen har. Ikke desto mindre nok den mest betydningsfulde zone, set i populationssammenhænge, da der godt nok ofte er tale om små påvirkninger, men over potentielt meget store områder, og dermed fordelt på mange individer.
- **Fysiologiske effekter.** Den zone hvor dyrenes fysiologi er påvirket (f.eks. forhøjede stresshormon-niveauer) uden at det i sig selv giver anledning til nogen ændring af adfærd (ingen målbar reaktion på støjen). Er vanskelig at måle og vanskelig at bestemme betydningen af.
- **Fysisk skade.** Den zone hvori dyrene lider direkte fysisk overlast på grund af lyden. På nær de mest ekstreme lydkilder (eksplosioner), vil der i de fleste tilfælde være tale om skader alene på det indre øre (midlertidig eller permanent hørenedsættelse, benævnt hhv. TTS og PTS).

- **Ikke-auditoriske effekter.** Hos mennesker er der stigende interesse for ikke-auditoriske effekter af kraftig infralyd, dvs. effekter som f.eks. skyldes påvirkning af ligevægtsorganerne snarere end hørelsen. Betydningen af sådanne effekter for marine organismer er helt ukendt.

Nedenfor følger en introduktion til hørelse og kendte effekter af undervandsstøj hos de relevante organismegrupper.

Havpattedyr

Havpattedyr, hvoraf de relevante grupper for Danmark er sæler og hvaler, har alle ører, der er tilpasset livet i vand. Grundlæggende er opbygning og funktion af det indre øre identisk med det indre øre hos terrestriske pattedyr, hvorimod mellemøret og det ydre øre har undergået en lang række tilpasninger til funktionen i vand.

Af flere grunde har den største opmærksomhed i sammenhæng med undervandsstøj samlet sig om havpattedyrene og selvom ned nuværende viden er begrænset er det den gruppe hvor der vides mest om mulige effekter. Helt overordnet samler opmærksomheden sig om to problemstillinger: maskering af kommunikationslyde og påvirkning fra meget kraftige enkeltkilder.

Maskering af kommunikationslyde er særligt en problemstilling i de åbne oceaner, hvor bardehvalers lavfrekvente kommunikationslyde under naturlige forhold kan høres hundredvis af kilometer væk. Da kommunikationssignalerne netop ligger i det frekvensområde (10-1000 Hz), der er domineret af skibsstøj, er potentialet for maskering, med heraf følgende reduktion af kommunikationsafstandene, meget stort. Problemet er mindre, men ikke fraværende, i danske farvande. Af bardehvaler er kun vågehvalen almindeligt forekommende i den danske del af Nordsøen og den generelt lave vanddybde i Nordsøen gør at de naturlige kommunikationsafstande for vågehval er væsentligt mindre end i det dybe ocean. Den menneskeskabte støj i Nordsøen må dog formodes at være ganske betydelig og overlappende med vågehvalernes kommunikationslyde. Maskering af andre havpattedyrs kommunikationslyde (af relevans for Danmark: marsvin, hvidnæse, spættet sæl og gråsæl) har ikke været vurderet. Især sælerne bør påkalde sig opmærksomhed, da deres kommunikationslyde også er i samme frekvensområde som skibsstøjen, hvorimod de små tandhvaler bruger lyde, der ligger over (for marsvins vedkommende ganske betragteligt over) skibenes bidrag til baggrundsstøjen.

Påvirkning fra enkelte, kraftige lydkilder er det bedst undersøgte og her er der dokumenteret effekter på havpattedyr fra bl.a. seismiske undersøgelser, pæleramninger i forbindelse med vindmøllebyggerier, anti-ubådssonarer og skræmmeanordninger (sælskræmmere). Disse lydkilder kan direkte skade sæler og hvaler på nært hold, men også adfærdseffekter (fortrængning fra områ-

der) kan observeres i mange kilometers afstand og kan derfor være betydelige for dyrenes mulighed for at udnytte store havområder.

I tillæg til de to hovedeffekter af støj kommer en række lokale effekter på lokale bestande, såsom effekter af skibs- og færgeruter, motorbådssejls og offshore-aktiviteter i øvrigt.

Fugle

Der vides stort set intet om undervandshørelse hos dykkende fugle og selv hørelse i luft er ikke beskrevet hos de relevante grupper (alkefugle, skarver og dykænder). Det er derfor ikke klart om de dykkende fugles hørelse er tilpasset til at fungere i vand og hvad fuglene i givet fald bruger undervandshørelsen til. Baseret på viden fra terrestriske arter (ugler, duer, stære, kanariefugle m.fl.) antages det at de dykkende fugles hørelse er begrænset til lavere frekvenser (under 10-15 kHz), men indtil resultater foreligger fra egentlige studier vides intet om deres følsomhed.

Krybdyr

Der vides meget lidt om undervandshørelse hos marine krybdyr (havskildpadder, havslanger, havleguaner og saltvandskrokodiller). Ingen af grupperne er imidlertid relevante for Danmark.

Fisk

Fisk er en problematisk gruppe hvad angår effekter af undervandsstøj. Det skyldes navnlig at gruppen er så stor (> 20.000 arter globalt) og meget forskelligartet. Hørelsen er studeret hos en lang række arter og de tegner et billede af meget store artsforskelle. Som minimum kan arterne inddeles i tre grupper: arter uden svømmeblære, arter med svømmeblære og ultralydsspecialister.

Arter uden svømmeblære er karakteriseret ved at være meget lidt følsomme overfor trykkomponenten af lydfeltet, hvorimod de er meget følsomme overfor partikelbevægelserne, der opfattes både med sidelinjesystemet⁸ og det indre øre. Arter med svømmeblære eller andre luftfyldte strukturer har i højere grad også følsomhed for trykkomponenten, men deres hørelse må betragtes som en blanding af både tryk og partikelbevægelse, hvilket giver dem unikke muligheder (i forhold til pattedyr) for at retningsbestemme lydkilder og måske endda afstandsbestemme dem. Der findes en del studier af effekten af støj på forskellige arter, men noget entydigt billede kan man endnu ikke tegne.

⁸ Sidelinjesystemet er et system af sanseceller, der sidder i kanaler i huden på fisk, mest tydeligt langs siden af kroppen, men også rundt i hovedet. Sidelinjeorganet, som det også kaldes er meget følsomt overfor partikelbevægelse i vandet og kan opfatte bevægelser i vandet omkring fisken ud til en afstand af en kropslængde eller mere.

Den tredje gruppe, ultralydsspecialisterne, der omfatter en række sildefisk (primært arter af stamsild), er kendetegnet ved evnen til at høre tandhvalers biosonar og reagere på den. På grund af ultralydens ringe rækkevidde i vand vil det dog højst give sig udtryk i helt lokale problemstillinger vedrørende kraftige ultralydskilder (f.eks. sonar og ekkolod og evt. kraftig kavitationsstøj fra skibe).

Invertebrater

Det er kendt at en del invertebrater, især krebsdyr anvender lyd til forskellige formål. Der vides imidlertid stort set intet om eventuelle negative effekter af støj på denne dyregruppe. En undtagelse er et studie på hesterejer, der viste at rejernes metaboliske rate kan øges ved kronisk støjpåvirkning (Regnault & Lagardère, 1983).

Plankton

Plankton, herunder pelagiske fiske- og invertebratlarver, har tiltrukket sig en vis opmærksomhed bl.a. i forbindelse med effekter af seismiske undersøgelser. Det er dog klart at selvom de enkelte planktonorganismer kan tage skade af meget kraftig lyd, så er denne effekt i langt de fleste tilfælde så lokal at den er uden populationsmæssig betydning.

Der kendes ikke eksempler på lydcommunication hos planktoniske organismer, men det er vist at larver af fisk og invertebrater, der som voksne individer lever på koralrev bliver tiltrukket af støjen fra koralrevene i perioden op til tidspunktet for settling (Vermeij et al., 2010; Radford et al., 2011). Dette åbner muligheden for en væsentlig negativ effekt på settling-succes ved maskering af revstøjen på grund af skibsstøj. Om dette er en problemstilling, der er relevant for tempererede revorganismer er ukendt, men bør tages i betragtning.

6. Opsummering og konklusion

Samlet set kan man opsummere status vedrørende undervandsstøj i forhold til efterlevelse af MSFD således:

- Der er stort set intet relevant datagrundlag tilgængeligt, der gør det muligt at beskrive de nuværende støjniveauer i danske farvande, hverken historisk eller i dag.
- Der findes efter al sandsynlighed væsentlige data og erfaring om både nuværende og historiske støjniveauer i danske farvande hos Søværnet, Forsvarets Efterretningstjeneste og NATO. Disse data er for nuværende hemmeligholdte, men det vil være hensigtsmæssigt at få undersøgt kvaliteten og omfanget af disse data samt mulighederne for at få adgang til informationerne i en form, der ikke kompromitterer militære hemmeligheder af national betydning.



- Såfremt støjbelastningen af de danske farvande og udviklingen i støjen over tid skal kunne karakteriseres vil det være nødvendigt med systematisk indsamling af data baseret på langvarig dataindsamling (se bilag 2), der på længere sigt kan danne baggrund for en modelbaseret vurdering af habitatkvaliteten. Faktiske målinger er i øjeblikket den eneste mulighed for at sætte tal på belastningen.
- Der findes en lang række enkeltstudier af effekterne af undervandsstøj på marine organismer, både kortvarige intense støjpåvirkninger og kontinuerlig støj ved lavere niveauer. Det er imidlertid på nuværende tidspunkt ikke muligt at skabe konsensus om mere generelle tålegrænser eller lignende for undervandsstøj og arbejde i den retning bør prioriteres. Se bilag 3 for en gennemgang af lydkilder, der bør have særlig bevågenhed.
- Når MSFD skal implementeres til danske forhold er det meget vigtigt at designe overvågningsprogrammet og vurdering af miljøtilstand på baggrund af indikatorer som er udviklet specifikt til danske forhold. Man bør ikke alene anvende de i direktivet foreslåede indikatorer, da der er væsentlige faglige problemer forbundet med at anvende disse i danske farvande (se bilag 2).

Referencer

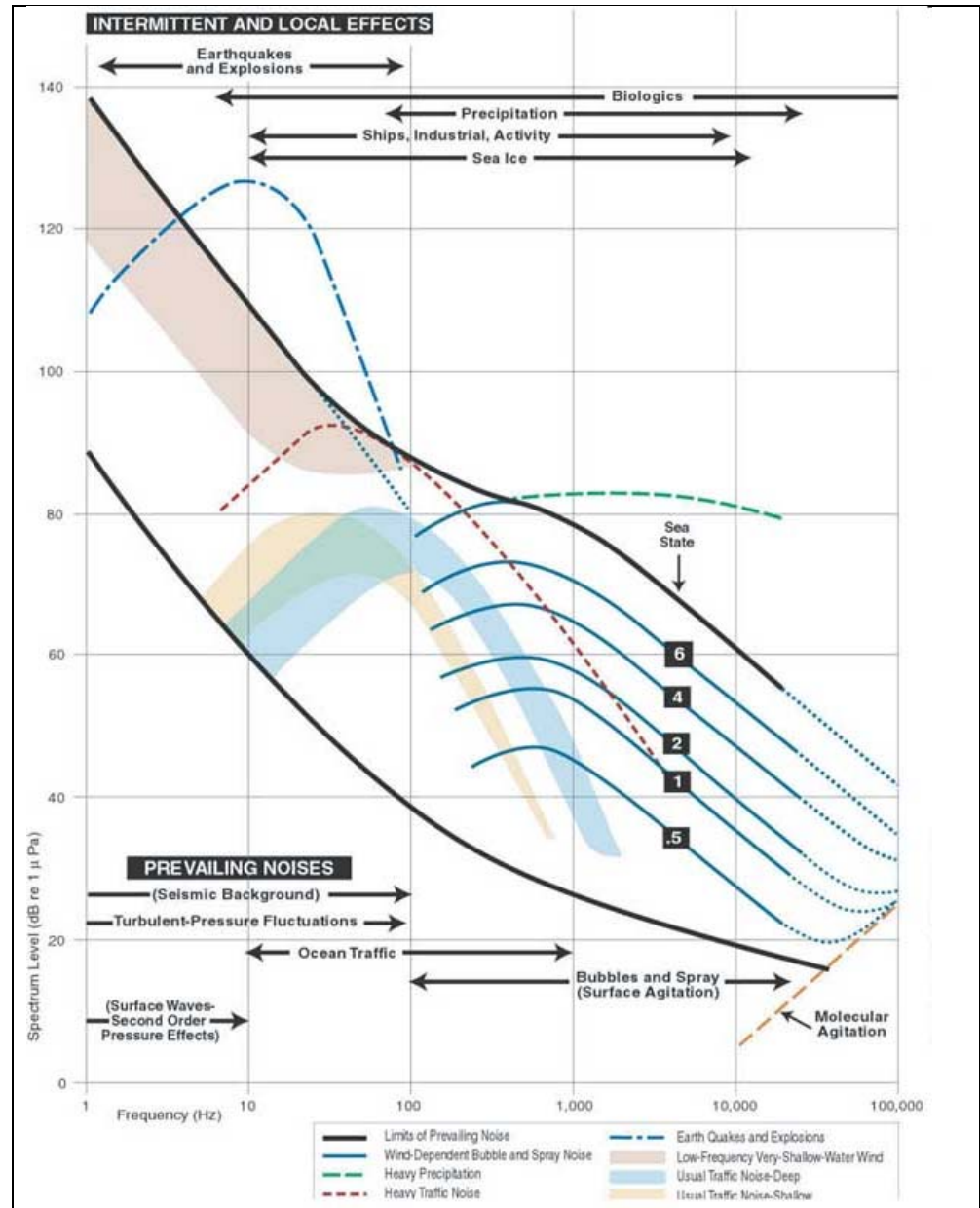
- Andrew, R. K., Howe, B. M., and Mercer, J. A. (2002). "Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast," *ARLO* 3, 65-70.
- Chapman, N. R. and Price, A. (2011). "Deep ocean ambient noise trend," *J. Acoust. Soc. Am.* 129, EL161-EL165.
- EU Kommissionen (2008). "Europa-parlamentets og Rådets direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljø-politiske foranstaltninger (havstrategirammedirektivet),"
- EU Kommissionen (2010). "Kommisionens afgørelse af 1. september 2010 om kriterier og metodiske standarder for god miljøtilstand i havområder," *Den Europæiske Unions Tidende* L 232/14,
- HELCOM (2010). *Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007: HELCOM Initial Holistic Assessment*
- Kuperman, W. A. and Lynch, J. (2004). "Shallow-water acoustics," *Phys. Today* October, 55-61.
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., and Wiggins, S. M. (2006). "Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California," *J. Acoust. Soc. Am.* 120, 711-718.
- Mortensen, L. O., Tougaard, J., and Teilmann, J. (2011). *Effects of underwater noise on harbour porpoises around major shipping lanes. Report of EU-INterreg project BaltSeaPlan* (Aarhus University, Roskilde), pp.
- Morton, A. B. and Symonds, H. K. (2002). "Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada," *ICES J. Mar. Sci.* 59, 71-80.
- National Research Council (2003). *Ocean noise and marine mammals* (The National Academies Press, Washington, D.C.), pp.
- National Research Council (2005). *Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects* (National Academic Press, Washington D.C.), pp.
- OSPAR Commission (2009). *Assessment of the environmental impact of underwater noise*
- Radford, C., Stanley, J., Simpson, S., and Jeffs, A. (2011). "Juvenile coral reef fish use sound to locate habitats," *Coral Reefs* 30, 295-305.
- Regnault, M. and Lagardère, J. P. (1983). "Effects of ambient noise on the metabolic level of *Crangon crangon* (Decapoda, Natantia)," *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11, 71-78.

- Richardson, W. J., Greene, C. R., Malme, C. I., and Thomson, D. H. (1995). *Marine mammals and noise* (Academic Press, San Diego), pp.
- Ross, D. (1993). "On ocean underwater ambient noise," *Acoust. Bull.* Jan/Feb, 5-8.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J., Gentry, R., Green, C. R., Kastak, C. R., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A., and Tyack, P. L. (2007). "Marine Mammal Noise Exposure Criteria," *Aquat. Mamm.* 33, 411-521.
- Tasker, M. L., Amundin, M., André, M., Hawkins, A. D., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S., and Zakharina, M. (2010). *Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy*
- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J., and Renvald, L. (2009). *Baseline monitoring of harbour porpoises - Rødsand 2 Offshore Wind Farm. NERI Commissioned Report to E-ON.* (NERI, Roskilde, Denmark), pp.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., and Rasmussen, P. (2009). "Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, (L.)), " *J. Acoust. Soc. Am.* 126, 11-14.
- Urick, R. J. (1983). *Principles of underwater sound* (McGraw-Hill, New York), pp.
- Vermeij, M. J. A., Marhaver, K. L., Huijbers, C. M., Nagelkerken, I., and Simpson, S. D. (2010). "Coral Larvae Move toward Reef Sounds," *PLoS ONE* 5, e10660-
- Wenz, G. M. (1962). "Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources," *J. Acoust. Soc. Am.* 34, 1936-1956.
- Willie, P. C. and Geyer, D. (1984). "Measurements on the origin of the wind-dependent ambient noise variability in shallow water," *J. Acoust. Soc. Am.* 75, 173-185.

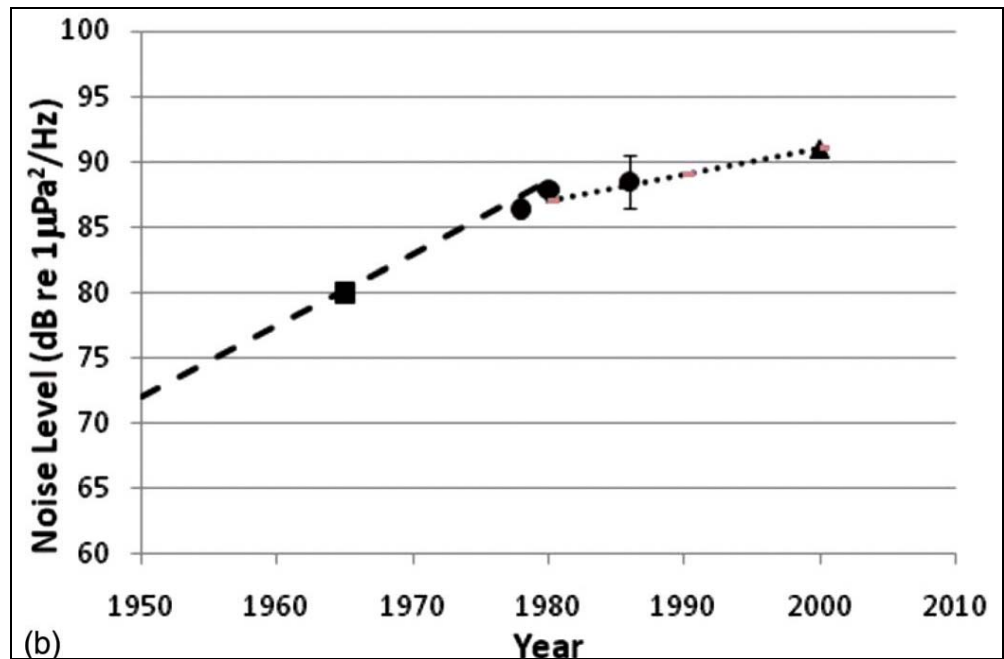
Bilag 1: Yderligere tabeller og figurer

Tabel B1. Definitioner af måleenheder anvendt til karakterisering af lydtryk og energi i vand, angivet både for et analogt signal, $p(t)$, og et digitalt signal, p_i bestående af N målepunkter (samples), begge af varighed T .

	Analogt signal	Digitalt signal	Udtrykt i dB
o-spids lydtryk (o-peak pressure level)	$p_{peak} = \max(p(t))$	$p_{peak} = \max(p_i)$	$L_{peak} = 20 \log\left(\frac{p_{peak}}{p_0}\right)$ [dB re. 1 μ Pa (peak)]
Spids-til-spids lydtryk (Peak-peak pressure level)	$p_{pp} = \max(p(t)) - \min(p(t))$	$p_{pp} = \max(p_i) - \min(p_i)$	$L_{pp} = 20 \log\left(\frac{p_{pp}}{p_0}\right)$ [dB re. 1 μ Pa (pp)]
Ekvivalent kontinuerligt lydtryk (rms-lydtryk)	$p_{rms} = \sqrt{\frac{1}{T} \int_0^T p(t)^2 dt}$	$p_{rms} = \sqrt{\frac{\sum p_i^2}{N}}$	$L_{eq} = 20 \log\left(\frac{p_{rms}}{p_0}\right)$ [dB re. 1 μ Pa (rms)]
Lydeksponering Sound exposure level (energy)	$E = \frac{1}{\rho c} \int_0^T p(t)^2 dt$	$E = \frac{1}{\rho c} \sum_{i=1}^N p_i^2$	$L_E = 10 \log\left(\frac{E}{E_0}\right)$ [dB re. 1 pJ/m ²]
Lydeksponering Sound exposure level	$E = \int_0^T p(t)^2 dt$	$E = \sum_{i=1}^N p_i^2$	$L_E = 10 \log\left(\frac{E}{p_0^2}\right)$ [dB re. 1 μ Pa ² s]

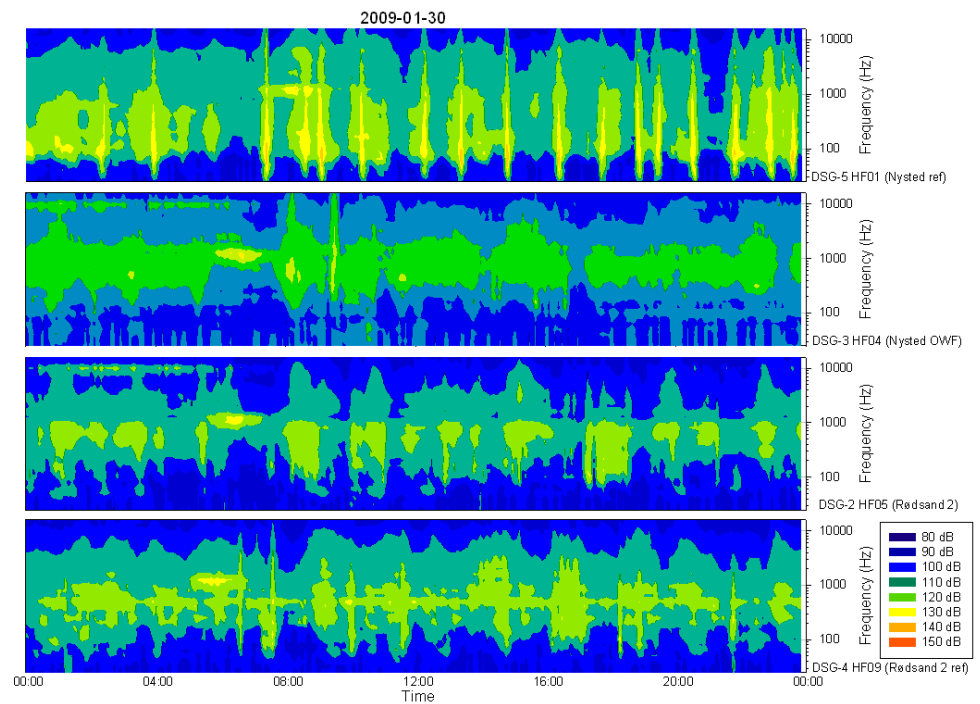


Figur B1. Generaliseret overblik over baggrundsstøjen i havet og de enkelte delbidrag til støjen. Nederst findes det såkaldte Wenz' minimum, der betragtes som det lavest mulige naturlige støjniveau i havet. Området under 10 Hz er domineret af støj fra jordskælv, vulkanudbrud og brænding, mens området 100 Hz og opefter domineres af vind-genereret støj. De forskellige kurver svarer til forskellig vindpåvirkning ("sea state"), der på åbent hav korreponderer med Beaufort-skalaen for vind. Mellemområdet 10 – 1000 Hz er domineret af støj fra skibstrafik. Bemærk at y-aksen er spektraltæthed ($\mu\text{Pa}/\text{Hz}$) og derfor ikke kan sammenlignes med 1/3-oktavværdierne i de øvrige figurer. Efter Wenz (1962).



Figur B2. *Udviklingen i baggrundsstøjen målt ud for Californiens kyst (Point Sur) i perioden 1965 til 2000, angivet som lydtrykket i et tredjedels-oktavnåbånd centreret omkring 31 Hz. Y-aksen er normaliseret til spektraltæthed, hvilket vil sige at der skal lægges 10 dB til før værdierne kan sammenlignes med de øvrige figurer⁹. Linjerne angiver tendenser i udviklingen. Efter Chapman & Price (2011).*

⁹ Korrektionsfaktoren er $10\log(BW)$, hvor BW er båndbredden (en tredjedel oktav, eller i dette tilfælde ca 10 Hz).



Figur b3. Tredjedelsoktavspektre udregnet løbende hen over et døgn for fire målestationer syd for Rødsand. Støjen er domineret af skibsstøj i området 100 Hz til ca. 1 kHz. Den øverste station var placeret tæt ved Gedser og her ses tydeligt den regelmæssige signatur af færgen til Rostock. Fra *Teilmann et al. (2009)*.

Bilag 2: Overvågningsprogram og støjindikatorer

En forudsætning for at vurdere om der leves op til MFSD er at medlemslandene enkeltvist eller i fællesskab kan udvikle indikatorer for god miljøtilstand. Med hensyn til støj er det en stor opgave.

For det første er det akustiske miljø for forskellige organismer ikke det samme og man er derfor nødt til i et vist omfang at udvikle indikatorer for forskellige organismegrupper og måske også habitattyper, da nogle habitater er naturligt støjfyldte (f.eks. kystnære eller isfyldte farvande) mens andre har et meget lavt naturligt baggrundsstøjniveau (f.eks. de dybere dele af Østersøen).

For det andet skal støjpåvirkningens tidsmæssige fordeling tages i betragtning. Det er langt fra givet at et lavt, men konstant støjniveau kan sidestilles med en meget kraftig, men kortvarig påvirkning, selvom den udsendte energi er den samme.

For det tredje skal de indikatorer man udvikler være operationelle, dvs. de skal udtrykkes i nogle størrelser, der enten kan måles direkte eller kan modeleres med god nøjagtighed baseret på repræsentative målinger og dermed kan relateres til referenceniveauer og miljømål.

Arbejdsgruppen vedr. indikator 11 (Tasker et al., 2010) anbefalede tre konkrete indikatorer, hvoraf to er bibeholdt af Kommissionen (EU Kommissionen, 2010):

- **11.1 Udbredelse i tid og rum af høj-, lav- og mellemfrekvente impulslyde**

Andelen af dage og deres fordeling over et kalenderår i områder med et bestemt areal samt deres rumlige udbredelse, hvor menneskeskabte lyd-kilder overstiger niveauer, der sandsynligvis vil have væsentlige virkninger for marine organismer, målt som støjosis (i dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$) eller som maksimalt lydtrykniveau (i dB re $1\mu\text{Pa}$ peak) i en meters afstand, målt på frekvensbåndet 10 Hz til 10 kHz

- **11.2 Vedvarende lavfrekvenslyd**

Udviklingslinjer i baggrundsstøjniveauet inden for 1/3-oktavbåndene 63 og 125 Hz (midtfrekvens) (re $1\mu\text{Pa}$ RMS, gennemsnitligt støjniveau i disse oktavbånd set over et år) målt af observationsstationer og/eller i givet fald under anvendelse af modeller

Der har været rejst en del kritik af disse indikatorer og et arbejde med revision af dem pågår i øjeblikket. Der vil dog næppe blive ændret fundamentalt på de to indikatorer, så under alle omstændigheder er man i implementeringen

af MSFD nødt til at forholde sig til dem. Når et overvågningsprogram bliver tilrettelagt bør man selvfølgelig sikre at man kan leve op til overvågningen i henhold til retningslinjerne, men at man samtidigt får indsamlet tilstrækkeligt med data til at kunne bøde på de svagheder der er i de to indikatorer. Det bedste vil være om Danmark (alene eller sammen med andre medlemslande) kan udvikle indikatorer, bedre tilpasset til det danske havmiljø.

Der er to store problemer med indikator 11.1. Det ene er at der er tale om en overvågning og regulering af udsendte støjniveauer, hvorimod man ikke forholder sig til hvad dyrene rent faktisk bliver udsat for. Dette problem er metodemæssigt vanskeligt at overkomme, men bør altid være med i baghovedet. Det andet hovedproblem er at kriteriet opererer med en overskridelse af niveauer på dagbasis, hvilket sidestiller potentielt meget forskellige aktiviteter. F.eks. sidestilles en enkelt undervandsekspllosion, der kan tænkes at have en stor lokal effekt, men meget ringe effekt regionalt, med f.eks. nedramning af et møllefundament, der er en aktivitet der foregår over mange timer, hvorved den samlede støjbelastning (målt som energi) langt overgår eksplosionen.

I relation til danske forhold er der meget væsentlige problemer med indikator 11.2. For det første er de valgte frekvensbånd (63 Hz og 125 Hz) ikke gode indikatorer for skibsstøj i lavt vand. Det ses tydeligt af forskellen i gennemsnitsspektrene for Hatter Rev og Rødsand (figur 4). Ved Hatter Rev, hvor mållinjerne er foretaget umiddelbart ved siden af sejlrenden er der tydeligt maksimum ved de lave frekvenser, men ved Rødsand er der faktisk et lokalt minimum i støjen ved 125 Hz, hvilket skyldes den ringe transmission af disse frekvenser gennem det lave vand. Hovedparten af energien ligger ved højere frekvenser, op til 1 kHz. Det ses meget tydeligt på figur b3, hvor de enkelte skibe kan identificeres som perioder med forøget støj mellem 500 Hz og 1 kHz, hvorimod der ikke er nogen væsentlig variation omkring 100 Hz.

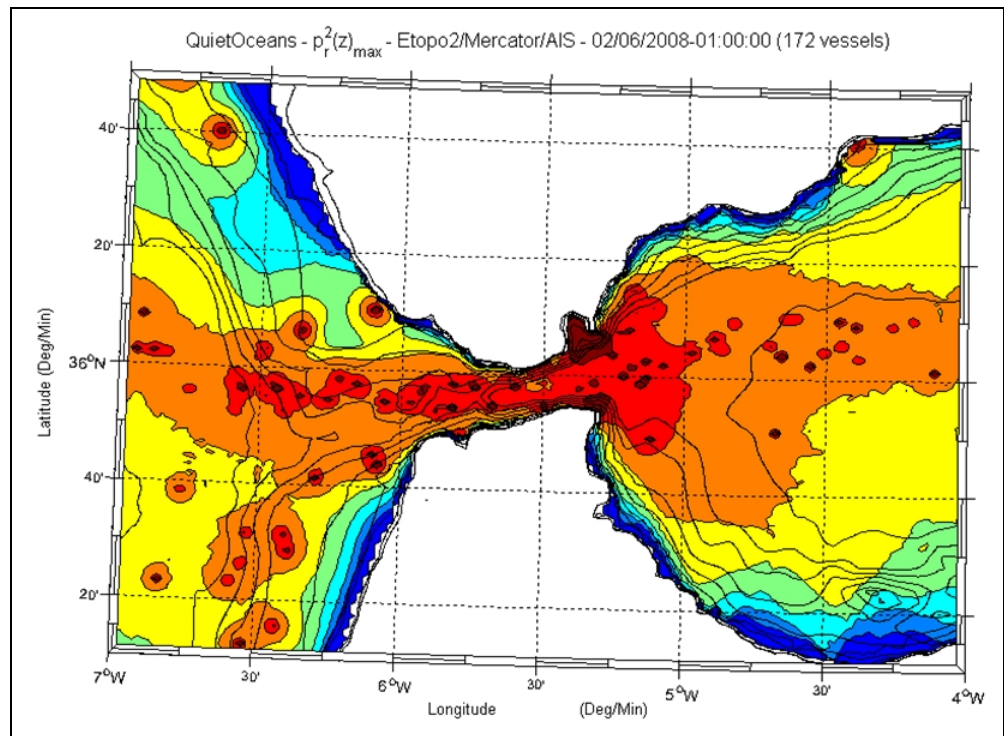
Det andet væsentlige problem med indikator 2 er fastlæggelse af miljømål i de to nævnte frekvensbånd. Med undtagelse af vågehaler i Nordsøen, så er der ingen af de danske havpattedyr, der hører godt i dette frekvensområde og en regulering baseret på støj udenfor deres vigtigste høreområde er derfor tvivlsom. På åbent hav, med betydelig vanddybde (flere hundrede meter) kan man argumentere for at indikatorerne ved 63 Hz og 125 Hz er gode generelle markører for støj fra store skibe og derfor kan bruges som proxy-variable for støjpåvirkningen også ved højere frekvenser. Dette argument kan ikke bruges i lavvandede områder, idet der netop ikke er en tæt korrelation mellem energien i disse bånd og den skibsstøj, der forekommer ved højere frekvenser og som er den problematiske for havpattedyrenes vedkommende. Indikatoren kan heller ikke bruges som proxy for støjen fra mindre skibe og både, der har et maksimum i støjen ved langt højere frekvenser end 63 Hz og 125 Hz. Der

vil derfor være et klart behov for at udvikle indikatorer, der er bedre egnet til danske forhold.

Konturerne af et overvågningsprogram

Der skal gøres mange overvejelser i forbindelse med etablering af et overvågningsprogram for undervandsstøj og det kommer for vidt at gennemgå dem i detaljer her. De overordnede elementer vil være:

- Etablering af permanente, eller semi-permanente målestationer i indre farvande og Nordsøen. Ud over en lang række praktiske overvejelser skal det nøje gennemtænkes hvor mange stationer, der er nødvendige og hvordan de skal fordeles i farvandene. Det er mindre væsentligt at overvåge støjen i skibsruterne, da man via bl.a. AIS har ret godt styr på de enkelte skibe. Hvad der derimod er brug for er målinger på lavere vand, udenfor skibsruterne, for at kunne vurdere den faktiske påvirkning af disse områder.
- Det er muligt at modellere støjpåvirkningen, såfremt man har tilstrækkeligt gode informationer om enkeltkildernes placering (f.eks. via AIS) og støjegenskaberne for disse kilder. Et eksempel på en sådan modellering er vist i figur 8. Det er imidlertid med denne type modellering som med alle andre modeller at kvaliteten af output hænger nøje sammen med kvaliteten af input og en modellering af lydudbredelsen og dermed støjpåvirkning på så bathymetrisk og hydrografisk komplekst et område som de danske farvande er langt udenfor rækkevidde for nuværende.
- Det er derfor afgørende at få etableret en overvågning baseret på faktiske målinger fra tilstrækkeligt mange stationer, for på kort sigt at kunne leve op til MSFDs krav om dokumentation af miljøtilstanden og på længere sigt at kunne udvikle og verificere modeller, der kan supplere og i et vist omfang erstatte egentlig overvågning.



Figur 8. Eksempel på modellering af støjniveauer i Gibraltarstrædet. Modelleringen er baseret på AIS data, standardstøjspektre for forskellige skibsklasser og en transmissionsmodel, igen baseret på bathymetriske og hydrografiske modeller. Kilde: quiet-oceans.com.

Bilag 3: Lydkilder, der påkalder sig særlig opmærksomhed

Blandt de mange forskellige menneskeskabte lydkilder er der et antal, der skiller sig ud fordi de er særligt kraftige eller på anden måde skønnes at være særligt problematiske.

Skibstrafik

Skibstrafikken (dvs. større fragtskibe, færger og fiskefartøjer) er uden tvivl en dominerende kilde til støj i området under nogle få kHz, og lokalt også højere frekvenser. Den meget tætte skibstrafik gennem de danske farvande gør det til en hovedprioritet at kortlægge denne støjkilde og undersøge i hvilket omfang skibsstøjen påvirker det omgivne miljø.

Pæleramning

Nedramning af monopæl-fundamenter til bl.a. havvindmøller genererer særdeles kraftige lyde, der er i stand til at inducere høreskader på havpattedyr, der opholder sig i umiddelbar nærhed. Vigtigere end det er at marsvin og måske andre arter vides at reagere på ramninger ved at forlade området, i afstande op til 20 km fra ramningsstedet (Tougaard et al., 2009). Den kraftige udbygning af havvindmølle-kapaciteten i disse år gør det til en central problemstilling at kvantificere disse effekter og om nødvendigt regulere aktiviteterne.

Seismiske undersøgelser

Seismiske undersøgelser har været foretaget i Nordsøen igennem årtier, uden det er blevet ordentligt undersøgt hvilke effekter de har på fisk og havpattedyr. Alene de meget høje lydtryk der anvendes gør det relevant at have opmærksomhed på denne aktivitet.

Søopmåling og sub-bottom profiling

Andre typer af undersøgelser af havbunden, hvor der anvendes mindre udstyr end til deciderede seismiske undersøgelser, gennemføres regelmæssigt i alle danske farvande. Der findes ligeledes meget lidt information om effekterne af disse aktiviteter og dermed heller intet grundlag for at vurdere behovet for at overvåge og eventuelt regulere disse aktiviteter.

Militær sonar

Militære anti-ubådssonarer udsender særdeles kraftige lyde med det formål at opdage fjendtlige ubåde på stor afstand. Det er almindeligt anerkendt at visse typer af flådesonar under uheldige omstændigheder kan have fatale effekter på særligt følsomme havpattedyr (specielt næbhvaler). Det er væsentligt at få dette område belyst i en dansk sammenhæng, for at kunne vurdere om det er en relevant problemstilling for danske farvande, f.eks. i forbindelse med NATO-flådeøvelser og lignende.



Ekspllosioner

Detonering af selv små mængder eksplosiver i vand forårsager meget kraftige lydtryk og desuden genereres en chokbølge, der er karakteriseret ved meget hurtig stigning i lydtrykket. Enhver form for detonering af sprængstoffer i det marine miljø bør derfor have bevågenhed.

Motorbåde mm.

Lokalt kan mindre motorbåde, vandscootere og lignende være de dominerende kilder til undervandsstøj, navnlig i området over 10 kHz, hvor havpattedyrene har deres bedste hørelse. Der vides meget lidt om de negative effekter af støjen fra disse typer fartøjer. Omfanget af sejladsen med motorbåde kan lokalt være meget voldsomt og der er derfor god grund til at interessere sig for effekterne af denne støjkilde.

Pingere og sælskræmmere

Visse dele af nedgarnfiskeriet er pålagt at anvende akustiske alarmer til reduktion af uønsket bifangst af marsvin. Disse alarmer (pingere) er særdeles effektive, men udgør også et støjforureningsproblem, hvis omfang er ukendt. Tilsvarende væsentligt er det at kortlægge effekter af og omfanget af brugen af såkaldte sælskræmmere, der er særdeles kraftige lydkilder anvendt af f.eks. havbrug til at skræmme sæler væk. Det er velkendt at disse kan have store negative effekter på havpattedyr såsom spækhuggere i mange kilometers afstand (Morton and Symonds, 2002).

Bilag 4: Datablad

Serie titel og nr.:	Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
Titel:	Undervandsstøj i danske farvande – status og problemstillinger i forhold til økosystemer.
Forfatter: Institut:	Jakob Tougaard Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © http://dec.au.dk
År for udgivelse: Redaktion afsluttet: Review:	August 2012 2011 Jesper H. Andersen, Aarhus Universitet Lars M. Svendsen, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE)
Finansiering:	Naturstyrelsen.
Bedes citeret som:	Tougaard, J. 2012. Undervandsstøj i danske farvande – status og problemstillinger i forhold til økosystemer. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 29 pp. Må citeres med kildeangivelse
Sammenfatning:	Havstrategidirektivet indeholder en deskriptor, der vedrører undervandsstøj, yderligere opdelt i to indikatorer: en, der går på kraftige impulsive lydkilder (pæleramning, seismiske undersøgelser og lignende) og en, der går på vedvarende lavfrekvent støj, primært fra skibstrafik. De bathymetrisk og hydrografisk komplicerede danske farvande gør implementeringen af disse indikatorer vanskelig og fornuftig bedømmelse af god miljøtilstand forudsætter udvikling af yderligere indikatorer bedre tilpasset danske farvande og dyreliv.
Keywords:	Havstrategidirektivet, undervandsstøj, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, de danske bæltter, Østersøen
Sideantal:	29
Internet version:	Dette notat kan downloades i elektronisk format (pdf) via DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi's hjemmeside http://dce.au.dk/udgivelser/notater/2012/
Bemærkninger:	Dette faglige notat er ét af i alt 18 notater udarbejdet af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) i forbindelse med en faglig karakterisering af miljøtilstanden i de danske havområder, herunder også en vurdering af påvirkningsfaktorer.