

Oppdragsgiver: **Frøya kommune**

Oppdragsnr.: **5186330** Dokumentnr.: **01**

Til: Frøya kommune
Fra: Øistein Preus Hveding
Dato: 2019-01-18

► Risikovurdering av støy fra pæling og mulig effekt på laks i merd

Bakgrunn

Ved Siholmen i Frøya kommune planlegges det bygging av en liggekai. Kaionstruksjonen skal festes til eksisterende molo og fundamenteres med ca. 50 pæler i sjø (vedlegg 2). Pælearbeidene starter i mars 2019 og antas å vare ca. 1-2 måneder. Tiltaket medfører ikke utfylling i kaiområdet, men anleggsarbeidene vil virvle opp partikler lokalt i sjøen ved kaiområdet. Omfanget av partikkelfrigjøringen er likevel antatt til ikke å være så stort at partikkelreducerende tiltak er nødvendig i forbindelse med anleggsgjennomføringen. Det vil imidlertid oppstå betydelig undervannsstøy og vibrasjoner lokalt som en følge av pælearbeidene.

Måsøval AS har to oppdrettsanlegg med merder for atlantisk laks (*Salmo salar*) i nærområdet til Siholmen. Lokalitet 12993 Lamøya ligger ca. 650 m unna tiltaksområdet, og består av 7 merder. Den andre lokaliteten, 12361 Bukkholmen S, ligger ca. 1650 m unna, og består av 7-8 merder (se vedlegg 1 for kart). Laksen som står i merdene er oppgitt til å være ca. 3-4 kg ved anleggsstart, og skal slaktes høsten 2019. På bakgrunn av dette er det derfor oppstått et behov for å svare på følgende problemstillinger knyttet til støy og fisk:

- Kan det påregnes virkninger for fisk i de nærliggende merdene som et resultat av pælearbeidene?
- Kan pælearbeidene forårsake fiskedød i merdene, og hva er sannsynligheten for det?

Grunnlag og begrensninger

Dette notatet er en kort skrivebordsstudie basert på en overordnet gjennomgang av tilgjengelig kunnskap på støy under vann med relevans til mulige effekter på fisk og annet akvatisk liv. I tilgjengelig faglitteratur om temaet er det få eksempler på forskning som er gjennomført med relevans til mulig effekt av støy fra pæling på laks i merder i norske farvann. I forbindelse med utarbeidelsen av dette notatet er det derfor gjort generelle vurderinger for laks i merd på bakgrunn av avstand og omfang for pælearbeidet ved Siholmen. Denne risikovurderingen er basert på kunnskapsstatus for temaet fra anerkjente veiledere, internasjonale studier, og større en kunnskapsoppsummering lyd under vann utarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet i 2017 (Kvadsheim *et al.*, 2017). I dette notatet er det utarbeidet en kort oppsummering av relevant kunnskap om støy i vann, hørsel hos fisk, samt en risikovurdering av tiltaket med konklusjon og tiltaksanbefaling. Informasjon om tiltakets tekniske detaljer i forhold til antall pæleslag pr. dag, antatt lydstyrke, og type pælehammer som skal benyttes, har ikke vært tilgjengelig i forbindelse med denne risikovurderingen.

Lyd under vann

Lyd oppstår når vannmolekylene beveger seg og presses sammen slik at trykket øker. Lydpulser har derfor en trykk-komponent som måles i Pascal (Pa) og en partikkelakselerasjon som måles i m/s^2 . Vann har høyere tetthet enn luft da vannmolekyler er mer sammenpakke. Dette innebærer derfor at lyd som dannes i vann beveger seg mye raskere (opptil 5x) enn i luft. Lyd benevnes som regel i desibel (dB) og hertz (Hz), som er et mål for henholdsvis volum (lydstyrke) og antall svingninger/sekund (lydfrekvens). Man skiller mellom to kategorier for støy i vann; (1) *impulsstøy*, dvs. korte slaglyder, som f.eks. sprengning, pæling, spunting, boring, seismikk og sonar, eller (2) *kontinuerlige lyder*, som f.eks. støy fra skipspropeller o.l.

Støy fra pæling

Pælearbeid inngår i fundamentering av f.eks. kaianlegg og broer som utføres ved at avlange pæler, som er laget av enten stål eller betong, bankes ned i sjøbunnen med en kraftig hydraulisk hammer. Når disse slås ned dannes intense kortvarige lyder som kan bre seg utover flere kilometer. Lydens potensiale for spredning er avhengig av blant annet hindringer, dybde, om lyden spres i fri sjø eller fra land, sjøtilstand (bølger og dønninger), saltinnhold, temperatur og bunnforhold. I umiddelbar nærhet til støykilden (≤ 10 m) kan spissnivået av lyden i ekstreme tilfeller være så høyt som opp mot 220 dB re 1 μ Pa (Kvadsheim *et al.*, 2017). Spissnivået fra pæling av ulike typer og dimensjoner av pæler er funnet til å variere mellom 177 – 220 dB, målt ca. 10 m fra støykilde. Målt støy er avhengig av størrelsen på hammer, materiale pælene består av, og evt. bruk av lyddempende tiltak (Caltrans, 2018a; Buehler *et al.*, 2015). I åpent farvann uten tiltak for støydemping, er det funnet at støy fra pæling kan ha potensiell effekt på atferd på fisk ved en avstand på inntil 2,5 km fra støykilde (USNRC, 2012). Pæling er ikke veldig utbredt i norske kystområder pr. i dag, og det er så langt ikke utført konsekvensvurderinger i Norge på hvordan støy fra pælearbeid kan påvirke oppdrettsfisk og miljøet i havet generelt.

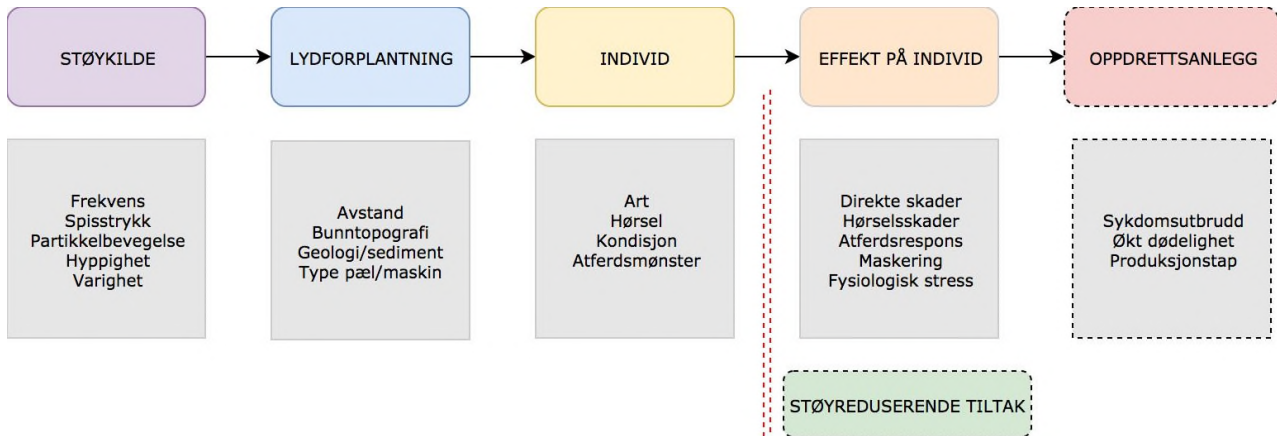
Hørsel hos fisk

Hørselsevnen hos fisk defineres av om lydstyrken (lydtrykk og partikkelakselerasjon), samt lydets frekvens, er innenfor det som er hørbart for den spesifikke fiskearten. Det er derfor svært viktig å kjenne til ulike arters hørselsevne og lydtrykksensitivitet for å kunne foreta en konsekvensvurdering av risiko for negative effekter av lydforurensning fra pælearbeid. Hørselsorganet hos fisk består av to indre ører som bl.a. er bygget opp av fine sensoriske hårceller og otolitter (ørestein). I de tre otolittorganene i det indre øret hos fisk danner hårcellene et sanseepitel som er i nær kontakt med otolittene. Otolittene består av et beinmateriale med høy tetthet (2,8 g/cm³), sammenlignet med resten av fisken. Denne tetthetsforskjellen forårsaker en sterkt redusert og faseforskjøvet bevegelse når fisken utsettes for et lydstimuli. Det er denne forskjellen i bevegelse mellom otolitter og hårceller som fører til at fisken hører. All fisk er på denne måten direkte følsomme for lydets partikkelbevegelse (m/s²) (Døving & Reimers, 1992).

Fisk er veldig sensitiv for lavfrekvent lyd, 1– 200 Hz (som f.eks. pæling og seismikk). Frekvensspekteret hvor de kan oppfatte lyd strekker seg trolig langt inn i infralydområdet (< 20 Hz). Hos enkelte fiskearter, som har gassfylt svømmeblære, vil otolittorganet i det indre øret også stimuleres indirekte av lydtrykk. Dette skyldes hovedsakelig at volumendringen i svømmeblæren kan forplante seg til fiskens otolittorganer og stimulere disse. Man skiller mellom fisk med og uten svømmeblære, samt de med åpen eller lukket svømmeblære. Såkalte hørselsspesialister (karper, maller- og sildefisk) utgjør 30% av alle fiskearter, og har utviklet en meget høy følsomhet for lydtrykk. Torsk (*Cadus morhua*) er også følsom for lydtrykk (lukket svømmeblære), men i betydelig mindre grad enn hørselsspesialistene. Hos hørselsgeneralistene, som f.eks. laks (*Salmo salar*) og ål (*Anguilla anguilla*), som har åpen svømmeblære, har svømmeblæren ingen funksjon i hørselssammenheng. Arter uten svømmeblære, som bruskfisk (f.eks. haier og skate) og flatfisk (f.eks. kveite og rødspette), er generelt ikke trykkfølsomme.

Mulig effekter av støy på oppdrettsfisk

Virkning av støy fra pæling på oppdrettslaks vil variere fra en lett atferdsendring, til alvorlige ikke-dødelige skader og død i ekstreme tilfeller. Ved vurdering av effekt av støy, skiller man mellom a) fysiske skadeeffekter (direkte skade), og b) atferdsmessige skadeeffekter (indirekte skade). Noen ganger flyter disse effektene sammen, da atferdsmessige effekter kan gi indirekte ikke-dødelige effekter som kan medføre redusert fiskehelse og sykdom med økt dødelighet på sikt. Under i Figur 1 er flytskjema for mulige direkte og indirekte effekter av støy fra pæling presentert systematisk. Flytskjemaet viser også hvor støyreducerende tiltak kan settes inn i før pælearbeidet.



Figur 1. Flytskjema for støy fra pæling og påvirkningsfaktorer for oppdrettsfisk (modifisert etter: Kvadsheim et al., 2017).

Fysiologiske skadeeffekter

I ekstreme tilfeller ved kraftig lydeksponering (220-260 dB), kan skader og fiskedød oppstå. Akutt dødelighet for fisk er som regel begrenset til støykildens nærområde ≤ 10 m (Kvadsheim et al., 2017). Direkte fysiske skader (barotraumer) oppstår når brå og store trykkvariasjoner endrer volumet av frie og løste gasser i fisken. Trykkvariasjoner vil både kunne endre volumet av frie gasser, som i fiskens svømmeblære, og føre til utfelling (bobledannelse) eller absorpsjon av løste gasser i blodet og kroppsvevet. Dette kan igjen føre til vev- og organskader av varierende omfang (Popper & Hastings, 2009). Avhengig av art, kroppsstørrelse og livsstadium, kan konsekvens variere fra direkte død, til blødninger i svømmeblære, riveskader, samt blødninger i milt og lever. Hos hørselsspesialister (f.eks. sildefisk) og lydtrykksensitiv fisk med lukket svømmeblære (f.eks. torsk), er det dokumentert at både sterk kontinuerlig og pulset lyd, kan føre til skade på sensoriske hårceller i det indre øret. Studier har også vist at hørselsgeneralister (f.eks. laks), eksponert for pulset seismisk lyd og hamringslyd (170-209 dB re 1 μ Pa), ikke 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 er derfor at hørselstap inntreer ved betydelig lavere lydtrykk hos fisk som er hørselsspesialister, enn hos fisk som mangler spesialtilpasninger for lydtrykkfølsomhet.

Atferdsmessige effekter

Det er vist at fisk har en velutviklet sensitivitet for lavfrekvent lyd (1-200 Hz), og påvirkes mest atferdsmessig av lydfrekvenser < 200 Hz. All frittlevende fisk er derfor i sitt naturlige habitat helt avhengig av evnen til hørsel for overlevelse og reproduksjon. Da dette ikke er direkte relevant for livsutfoldelse for oppdrettsfisk som lever innelukket i merder, blir ikke maskering av naturlig lyd i sjø grunnet lydforurensning, og eventuell negativ påvirkning av naturlig atferd som en følge av dette, vurdert ytterligere i dette notatet.

Når fisk utsettes for menneskeskapt støy, som overgår lyder som oppstår naturlig, kan lyden bli en stressor. Dvs. en faktor som leder til negativ atferdsendring og fysiologisk stress. Dette kan ha både atferdsmessige og endokrine (hormonelle) konsekvenser for fisk, og er særlig relevant i forhold til oppdrettsfisk i merd som er avskåret fra å kunne utføre en naturlig fluktnespons fra stressoren (støykilden).

Atferdsrespons hos fisk på slagstøy (som f.eks. pæling) starter ofte med en såkalt C-respons, som er en nerveindusert krumming av kroppen i en «C-form», med en påfølgende rask unnvikelse. I tillegg øker svømmeaktiviteten, det oppstår trengsel (fisk trenger seg sammen mot nettet), ukontrollert hopping i overflaten, akutt tømning av tarm, samt fysiologisk stressrespons. Sistnevnte medfører at fisken er i en akutt fysiologisk tilstand som omfatter bla. økt hjertefrekvens, økt ventilasjonsrate og økt stoffskifte. Evne til å sette kroppen i stressmodus ved en kraftig lyd er naturlig og helt avgjørende for overlevelse for frittlevende fisk. For oppdrettsfisk som ikke kan respondere med flukt, kan det oppstå en tilstand av kronisk stress, om støyeksponeringen er vedvarende over tid. Dette kan igjen føre til redusert immunforsvar. Nedsatt immunrespons i fisk er knyttet til fiskens endokrine/neurale respons på stress, som medfører utskillelse av hormoner (adrenalin og kortisol). Studier har vist at kronisk stress (et vedvarende forhøyet plasmanivå av kortisol i blodet) har en reduserende effekt på antistoffproduserende lymfocytter (celler som styrer immunrespons), som over tid kan føre til nedsatt effekt av immunforsvaret, og dermed øke mottakeligheten for bakterier, virus og soppinfeksjoner (Wendelaar-Bonga, 1997).

Risikovurdering

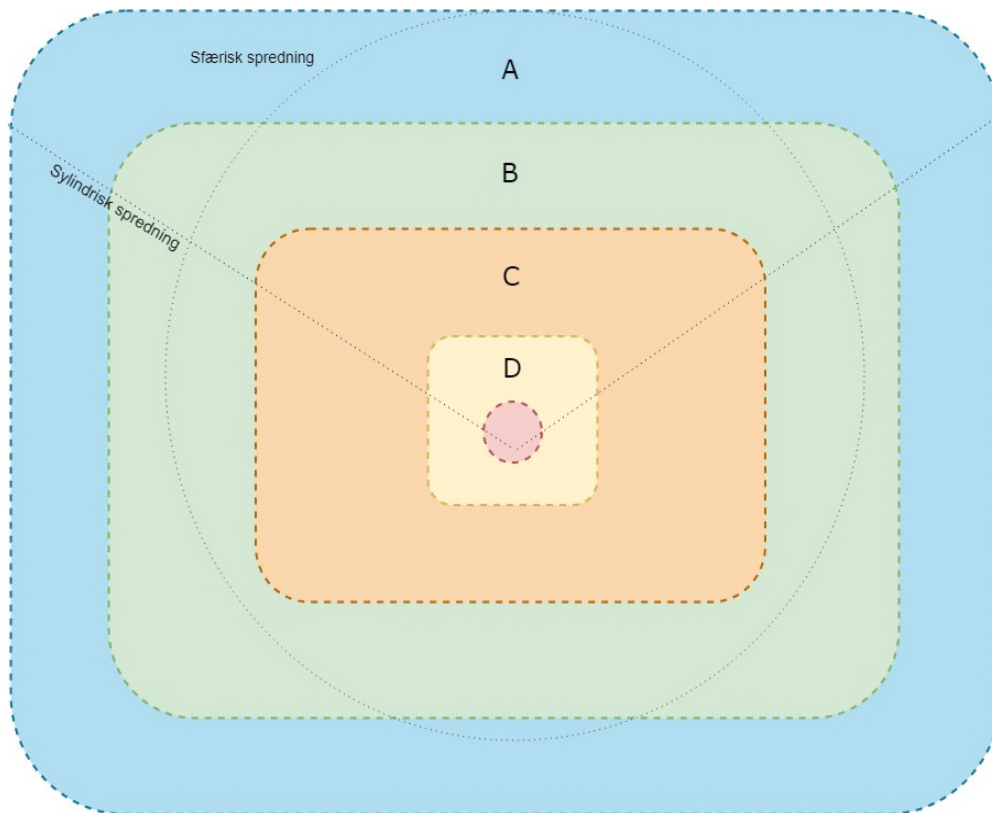
For å kunne vurdere risiko for fiskedød og ikke-dødelige atferdsmessige virkninger og i oppdrettsanleggene ved Siholmen, er kjennskap til en rekke fysiske og biologiske faktorer knyttet til anleggsarbeidet og laksens egenskaper avgjørende. I en studie av Hastings & Popper (2005), er det beskrevet åtte faktorer som er av avgjørende betydning for skadepotensiale av pælelyd for fisk (se Tabell 1 under).

Tabell 1. Faktorer av betydning for pælelydens skadepotensiale for fisk.

Faktorer		Beskrivelse	
Abiotiske faktorer	1	Distanse/effektsoner	Avstand fra støykilden til objekt
	2	Materiale og størrelse	Materialtype og størrelse på pæl/pælehammer
	3	Vanddybden	Dybden i tiltaks- og influensområdet
	4	Fysiske faktorer	Luftmetning (bobler), vannoverflaten, bunnforhold, saltinnhold og temperatur
Biotiske faktorer	5	Fiskens lokalisering	Fiskens lokalisering i vannsøylen (overflate – midt – bunn)
	6	Kroppsstørrelse	Fiskens kroppsstørrelse/stadium
	7	Fiskeart	Hørselsorgan og type svømmeblære
	8	Kondisjon	Fiskens helsetilstand ved anleggsstart

Effektsoner for støy

Avhengig av faktorer beskrevet i Tabell 1, vil effekten av impulslyd fra pæling ha ulike effektsoner i sjøen etter hvilken avstand de har fra lydkilden. I Figur 2 er dette forsøkt visualisert, hvor de ulike sonene i farger er effektsoner for fisk eksponert for støy og det røde området i midten representerer støykilden. Effektsonene er definert som følger: A) *Høresonen*, der den spesifikke fiskearten kan oppfatte lyden; B) *Terskelsonen for atferdsendringer* (spissnivå av lyden ≥ 150 dB), hvor lydstyrken kan medføre en atferdsmessig effekt; (C) *Maskeringssonen*, maskering av naturlig bakgrunnsstøy, samt alvorlige atferdsmessige forstyrrelser kan oppstå, D) *Nærsonen*, hvor støyeksponeringen, avhengig av spissnivå nær kilden ≥ 206 dB, vil kunne medføre fiskedød eller alvorlige ikke-dødelige skader (Richardson *et al.*, 1995; Kvasdheim *et al.*, 2017).



Figur 2. Effektsoner og mulig spredning for undervannsstøy fra pælearbeid (modifisert etter Richardson et al., 1995).

Støyberegning

For å finne hvilken effektzone oppdrettsanleggene ved Siholmen havner i, må man foreta en støyberegning. Det er utarbeidet enkle beregningsmodeller som kan benyttes for å gjennomføre beregninger av støynivå og lydutbredelsestap i vann ved ulike avstander fra kilde til objekt. For å kunne foreta en slik beregning trenger man derfor å vite avstand fra støykilden til objektet, samt målt eller antatt lydnivå ca. 10 m fra støykilden. Avstanden mellom støykilden og merdene ved anlegg 12993 Lamøya, ligger på ca. 650 m. For anlegg 12361 Bukkholmen S, er avstanden ca. 1650 meter unna (se vedlegg 1).

For å beregne lydutbredelsestap i vann, skiller man i teorien mellom *sfærisk* lydutbredelse som forekommer når lyden kan ekspandere fritt i vannmassene, og *sylindrisk* lydutbredelse som skjer når lyden spres i en sylindrisk form fra land (se Figur 2 for visualisering). I tillegg kommer fysiske menneskeskapte hindringer, dybde rundt influensområdet for lyden, samt bunnsstrukturs struktur m.fl. (se Tabell 1, faktor 1-4).

I veileder for konsekvensvurdering av undervannsstøy fra pæling i vann, utarbeidet av amerikanske veg- og miljømyndigheter (Caltrans, 2018a; Buehler et al., 2015), er det beskrevet en formel for praktisk beregning av lydutbredelsestap (*Practical Transmission Loss Model*) for undervannslid (Caltrans, 2018b):

$$TL (dB) = F \cdot \log(D_1/D_2)$$

Formelen er utarbeidet for bruk ved konsekvensvurderinger, og er godkjent av føderal fiskerimyndighet i USA¹ (Caltrans, 2018b). I formelen er lydutbredelsestap (*TL*) angitt i desibel, og (*F*) konstant for demping (avhengig av fysiske forhold). D_1 angir distansen fra målepunkt for støykilden til objekt (normalt 10m fra støykilden), og D_2 er total distanse fra støykilde til objekt.

Konstanten for demping (F) ved lydutbredelse i vann kan angis til å være mellom 5 – 30, og er et uttrykk for lydens reduksjon i dB pr. dobling i avstand fra støykilden. Slik formelen er satt opp gir den et negativt tall, som da blir estimert støyreduksjon fra støykilden til objektet (oppdrettsanlegget). Konstant for lyddemping (F) i formelen er avhengig av om det er sfærisk eller sylindrisk lydutbredelse, samt en rekke andre fysiske faktorer som kan påvirke spredningen (se Tabell 1, faktor 1-4).

I praktisk bruk er det sjelden forhold som tilsier ren sfærisk eller sylindrisk lydutbredelse, og lydsignaler vil alltid påvirkes av refleksjon og refraksjon i mediet. I litteraturen er lydutbredelse i de fleste tilfeller vurdert til å ligge et sted midt imellom 3-6 dB pr. dobling av avstand fra støykilde. I tråd med tidligere arbeid er det i dette notatet antatt et lydutbredelsestap på ca. 4,5 dB/ $F = 15$. Dette er antatt å være gyldig for de fleste forhold i praksis (Caltrans, 2018a; Buehler *et al.*, 2015). For å finne korrekt konstant F kan man bytte ut (D_1/D_2) med 0,5 i formelen. Når $F = 5$, blir dempingen 1,5 dB pr. dobling i distanse, og når $F = 30$, blir dempingen 9 dB. Formel for lydutbredelse fra pælearbeidene ved Siholmen, med utgangspunkt i en konstant på 15 (støyreduksjon på 4,5 dB pr. dobling av avstand) blir da som følger:

$$TL = 15 * \text{Log} (10/650) = -27 \text{ dB (Lamøya)}$$

$$TL = 15 * \text{Log} (10/1650) = -33 \text{ dB (Bukkholmen S)}$$

Beregningene over viser at ved en avstand på hhv. 650 m og 1650 m, vil det kunne oppstå en støyreduksjon på hhv. 27 dB og 33 dB. Om man tar utgangspunkt i en antatt utgangsverdi på 200 dB ved støykilde, vil det da være et antatt lydnivå på hhv. 173 ved Lamøya og 167 dB ved Bukkholmen S. Det er imidlertid viktig å understreke at for å finne eksakte verdier, må det gjennomføres pålitelige lydmålinger med hydrofon i nærmeste merd og 10 m fra støykilde under forhold som er representative for når pælearbeidet skal utføres.

Grenseverdier for undervannsstøy

I Norge er det pr. i dag ikke satt spesifikke grenseverdier for støy fra pælearbeid relatert til fisk og marine pattedyr. I USA har NMFS¹, som er føderal fiskerimyndighet, i samarbeid med fiskefaglige eksperter fra en rekke føderale miljø- og vegmyndigheter, vedtatt felles prinsipper for grenseverdier (Tabell 2) for fisk ved eksponering for undervannsstøy fra pælearbeider (Buehler *et al.*, 2015; Caltrans, 2018a; FHVG, 2008).

Tabell 2. Grenseverdier for undervannsstøy for fisk (Buehler *et al.*, 2015).

Effect	Metric	Fish mass	Threshold
Onset of physical injury	Peak pressure	N/A	206 dB (re: 1 μ Pa)
	Accumulated Sound Exposure Level (SEL)	≥ 2 g	187 dB (re: 1 μ Pa ² •sec)
		< 2 g	183 dB (re: 1 μ Pa ² •sec)
Adverse behavioral effects	Root Mean Square Pressure (RMS)	N/A	150 dB (re: 1 μ Pa)

¹ National Marine Fisheries Service (NMFS) er USA's føderale myndighet for forvaltning av nasjonale marine ressurser. NMFS skal ivareta og opprettholde fiskeriene gjennom å fremme bærekraft ved å forebygge tapt økonomisk potensial knyttet til overfiske og forringede habitater.

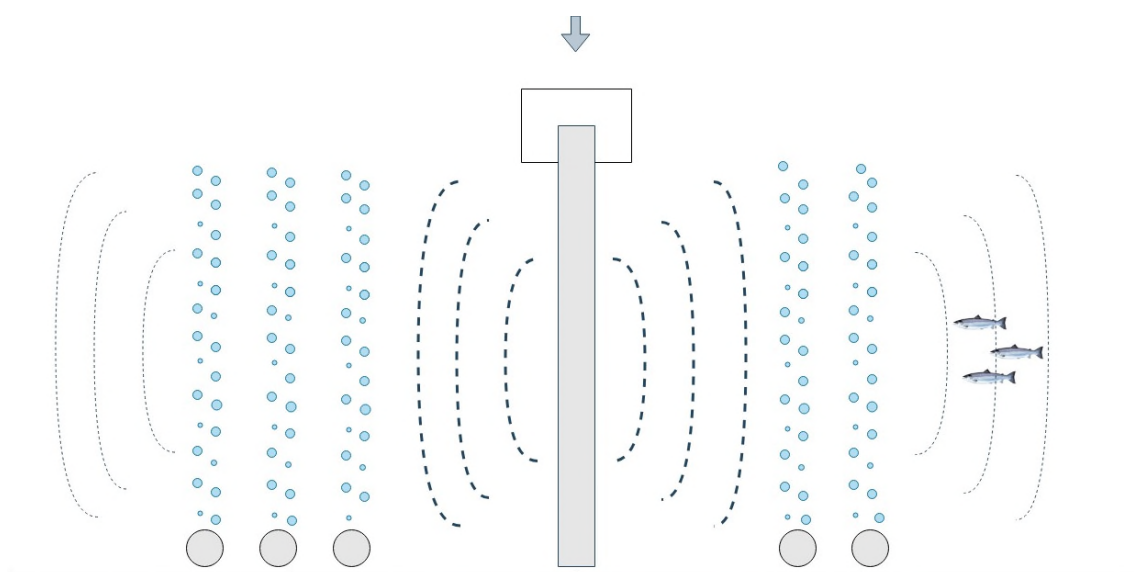
Alle grenseverdiene i Tabell 2 over er oppgitt i desibel (dB). Det er angitt absolutt terskelverdi for fysisk skade og/eller fiskedød for individer over og under 2g (maksverdi og gjennomsnitt), samt terskelverdi for atferdsendringer hos fisk. Verdiene for skade/død er beregnet som «Peak Pressure», som er maksverdi for lydtrykk for ett enkelt pæleslag, og er oppgitt i desibel (dB_{peak}), samt SEL «Accumulated Sound Pressure», som er «støydosen» fra et visst antall pæleslag over et gitt tidsrom. Terskelverdi for atferdsendring hos fisk er oppgitt i dB og beregnet som RMS (gjennomsnittlig lydtrykknivå).

Støydempende tiltak

I litteraturen er det nevnt flere tiltak som kan benyttes for å redusere rekkevidden for skadelig støy i vann. Dette inkluderer blant annet boblegardiner, innkapsling av pæler, isolerende dammer, samt pæler/hammer designet for å avgi mindre støy (Buehler *et al.*, 2015). Foruten boblegardiner, er de fleste av disse tiltakene lite egnet for bruk med relevans til forhold og omfang for pælearbeidet ved Siholmen.

Boblegardin er et effektivt tiltak for å dempe undervannsstøy som enkelt kan tilpasses til ulike typer forhold og dimensjoner. Det er vist at bruken av tiltaket kan gi en støydempende effekt på ca. 10 dB ved en avstand på ca. 10 m fra støykilden, avhengig av type gardin og antall sjikt (Buehler *et al.*, 2015; USNRC, 2012). Nyere erfaringer fra en tilsvarende sammenlignbar problemstilling i Norge i 2017 viste at en 3-sjikts boblegardin montert ca. 40m fra en undervannsdetonasjon i en bukt, ga en anslått lydtrykkreduksjon på ca. 33-37 dB, målt i oppdrettsanlegg for laks ca. 600 m unna støykilden (pers. medd. Ian Castle, 2019, SCANTECH). Forhold i sjø ved overstående eksempel kan imidlertid ikke sammenlignes direkte med forhold ved Siholmen, men gir en pekepinn på muligheter ved bruk av boblegardin som lydtrykkreduserende tiltak.

Boblegardin er en installasjon som enten består av en lengere rekke med sammenkoblede små luftdyser, eller lange perforerte slanger, som senkes ned på bunnen og tilføres luft fra spesialkompressorer. Gardinen kan etableres i flere sjikt, og kan dermed danne en vegg med flere lag av små luftbobler. Tiltaket virker på den måten at boblene i vannet, i motsetning til vann, komprimeres lett ved plutselige trykkendringer (se Figur 3). Når lydtrykket fra pæleslaget treffer boblegardinen, komprimeres boblene og reduserer dermed støyen. Noe lyd absorberes i og noe lyd reflekteres inn mot kilden.



Figur 3. Boblegardiner i 2-3 sjikt for demping av impulsbølger av slagstøy fra pælearbeid (fig. Norconsult, 2018).

Konklusjon og anbefalinger

Lydens bevegelse i vann er opptil fem ganger raskere enn i luft, og slagstøy fra pælearbeid vil kunne oppfattes av fisk på svært store avstander. Dagens kunnskapsstatus på skadeeffekter for oppdrettslaks av støy fra pæling er begrenset. Pr. i dag er det få relevante erfaringer fra Norge. I denne risikovurderingen er det derfor forsøkt å vurdere problemstillingen med grunnlag i relevante internasjonale studier, samt anerkjente grenseverdier og metoder for beregning av støyreduksjon i vann. Videre er det lagt til grunn «verste-tilfellet» som en sikkerhet etter føre-var-prinsippet.

Ved bruk av formel for utbredelse av undervannsstøy er det gjort en foreløpig beregning av støyreduksjon på hhv. 27 dB og 33 dB for gitte avstander til oppdrettsanleggene ved Siholmen.

Faktiske kildestyrker er foreløpig ukjent. På bakgrunn av manglende data og angitt omfang for pælearbeidet ved Siholmen, er derfor foreløpig antatt verdi for spissnivå 10 m fra støykilde satt til 200 dB relativt 1 μ Pa. Dette er et «verste-tilfellet» anslag, da det foreløpig er mye usikkerhet knyttet til beregningen grunnet manglende kildedata. Om man går ut ifra beregningen med formel for lydutbredelse, vil støynivåene ved anleggene da være hhv., 173 dB for Lamøya og 167 dB for Bukkholmen S. Ved bruk av velfungerende 3-sjikt boblegardin som tiltak for støydemping, kan man med et forsiktig anslag trolig forvente en ytterligere støyreduksjon 15-20 dB om forholdene for etablering av tiltaket er gunstige ved Siholmen. Man kan da oppnå et støy nivå som er akseptabelt iht. terskelverdier vist i Tabell 2.

Det er svært viktig å presisere at overstående vurderinger er basert på usikre antakelser, og må kvalitetssikres med pålitelige støymålinger med hydrofon ved støykilde og i merd.

Med overstående forbehold kan følgende konklusjoner oppsummeres:

- Undervannsstøy fra pælearbeidet ved Siholmen vil ikke medføre akutt fiskedød, verken ved Lamøya (650 m) eller Bukkholmen S (1650 m).
- Atferdsendringer og fysiologisk stressrespons kan oppstå ved begge anleggene dersom pælearbeidet medfører støy nivå i merd over terskelverdi. Fysiologisk stressrespons kan føre til en tilstand av kronisk stress som kan øke risikoen for sykdom og økt dødelighet i anleggene.
- Det bør utføres måling av undervannsstøy med hydrofon 10 m fra støykilde og i nærmeste merd ved begge anleggene ved oppstart av arbeidet. For målingen anbefales det å benytte tre hydrofoner senket ned i merd til hhv. 10, 20 og 30 meters dyp. Det må brukes kompetent personelt og egnet utstyr til støymålingene. Dette gjelder spesielt kildestyrkemålingene, som stiller store krav til målområdet, målefrekvens og andre egenskaper til den samlede målekjeden (fra hydrofon til avlest verdi).
- Dersom støymålinger viser uakseptable støy nivå i merd, anbefales det bruk av velfungerende 3-sjiktet boblegardin i kaiområdet rundt tiltaksområdet under hele pælearbeidet.
- Kameraovervåking i merd av mulig atferdsrespons under pælearbeidet bør vurderes.

Referanser

Buehler, D.P.E., Oestman, R., Reyff, J., Pommerenck, K., Mitchell, B. (2015). Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. Caltrans (California Department of Transportation). Report number: CTHWANP-RT-15-306.01.01. 512 p.

Caltrans (2018a). Hydroacoustic biological assessment guidance (assessment of underwater sound pressure). Veileder. 17 p. Online: <http://www.dot.ca.gov/env/bio/hydroacoustics.html>

Caltrans (2018b). Division of Environmental Analysis. Hydroacoustics. NMFS Pile Driving Calculations spread sheet (XLS). Online: http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/NMFS_Pile_Driving_Calculations.xls

DNV GL (2014). Potensielle støyeffekter på fisk fra bergverksindustri. Nordic Rutile AS. Rapport no.: 2014-1136, rev. 01.

Døving, K. & Reimers, E. (red) (1992). Fiskens fysiologi. John Grieg Forlag. 420 s.

FHWG (2008). Principle for Interim Criteria for Injury to Fish from Pile Driving Activities. Memorandum, Federal Highway Administration, NOAA Fisheries, U.S. Fish and Wildlife Services, Oregon Department of Transportation, Washington State Department of Transp. 3 p. Online: <http://www.dot.ca.gov/env/bio/docs/bio-fhwg-criteria-agree.pdf>

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N. (2012) Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. PLoS ONE 7(6): e38968. 11 p.

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.

Hastings, M.C., Popper, A.N (2005). *Effects of Sound on Fish*. California Department of Transportation Con-tract 43A0139, Task Order 1. Online: http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf

Kvadsheim, P.H., Sivle, L.D., Hansen, R.R., Karlsen, H.E. (2017). Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø. Rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. FFI-Rapport 17/00075. 79 s.

Popper, A.N., Hastings, M.C. (2009). The effects og human-generated sound on fish. *Integrative Zoology* 2009; 4: 43-52.

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.

Richardson, W. J., Greene, C.R. J., Malme, C. I. & Thomson, D. H. (1995). *Marine Mammals and Noise*. San Diego. Academic Press.

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.

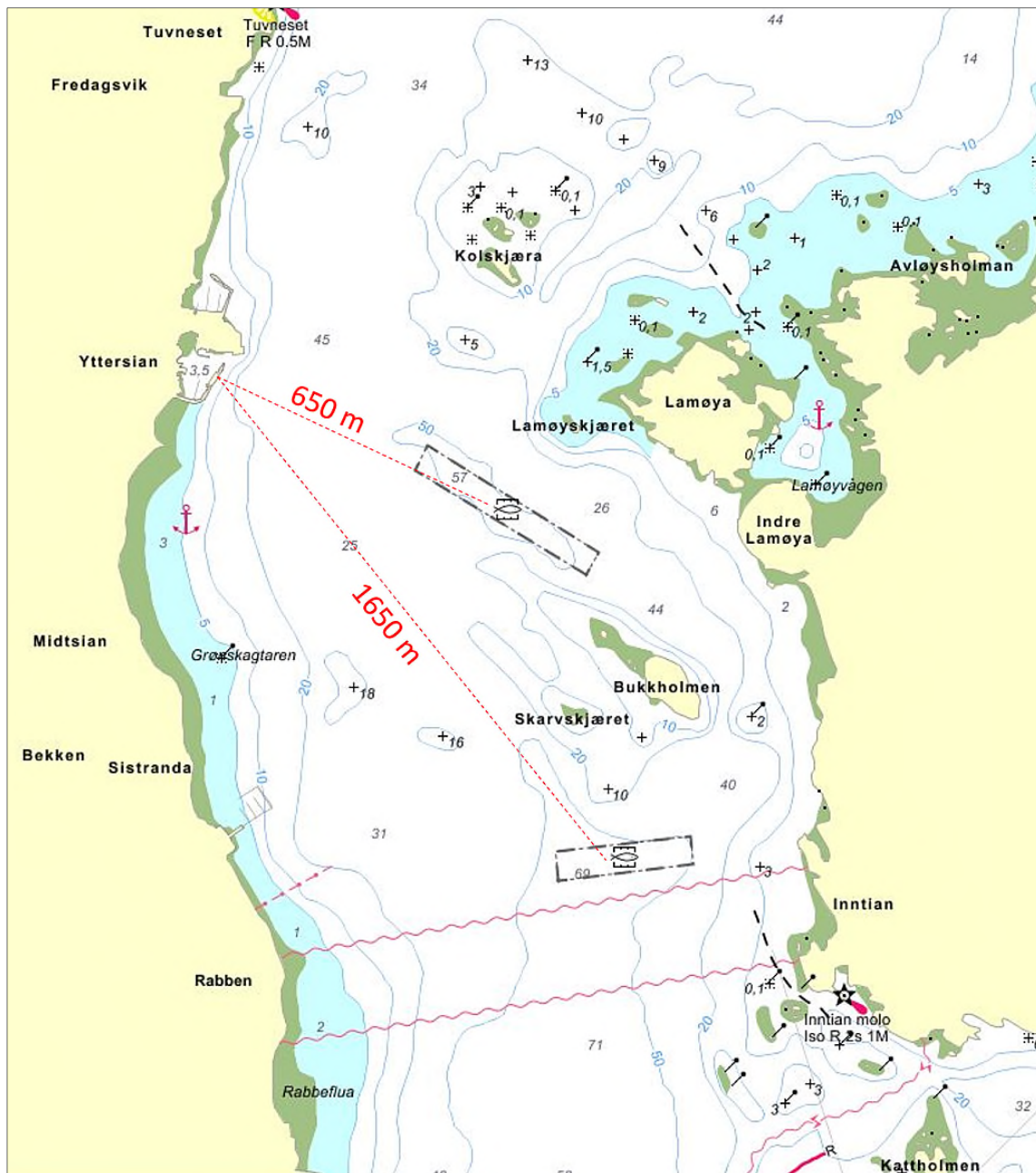
USNRC (2012). Biological Assessment Preparation. Part two – 7.0 Construction noise Impact assessment. Advanced Training Manual Version 02-2012. Online: <https://www.nrc.gov/docs/ML1225/ML12250A723.pdf>

Wendelaar Bonga, S.E. (1997) The stress response of fish. *Physiological Reviews*, 77, 591-626.

D02	2019-01-18	Endelig notat for oversendelse	OIPHV	INHOM, ADSUL	ASBJ
A01	2019-01-11	Utkast til fagkontroll	OIPHV	INHOM, ADSUL	
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Vedlegg 1: Oversiktskart med avstander til oppdrettsanlegg



Vedlegg 2: Snitt av liggekai ved Siholmen

