

Miljørisikovurdering av utslipp av lusemidler fra lokalitet Bergkråa –

Hummer i Tysfjord



Foto: Vidar Wennevik, Havforskningsinstituttet.

Selskapsnavn1

Forretningsomr1 innen miljø og akvakultur

Org.nr: Orgnr

StedAdresse2

StedAdresse3

Tlf: StedTelefon, Fax: HOTelefaks

StedWeb

Rapporttittel / Report title

Miljørisikovurdering av utslipp av lusemidler fra lokalitet Bergkråa –
Hummer i Tysfjord

Forfatter(e) / Author(s)

Gro Harlaug Refseth

Ole Anders Nøst

Akvaplan-niva rapport nr / report no

9276-1

Dato / Date

27.03.2018

Antall sider / No. of pages

33

Distribusjon / Distribution

Begrenset

Oppdragsgiver / Client

Nordlaks Oppdrett AS

Oppdragsg. referanse / Client's reference

Bjarne Johansen

Sammendrag / Summary

I dette prosjektet har vi vurdert risiko ved utslipp av lusemidler til marint miljø og mulig påvirkning på hummer i Tysfjord. En vurdering har blitt gjort for lokaliteten Bergkråa (SP: N68°09,652 Ø16°19,997), ved å ta utgangspunkt i informasjon innhentet i et tidligere prosjekt der Akvaplan-niva har vurdert risiko for hummer etter utslipp fra en annen lokalitet (Foråstorvika). Nye økotoksikologiske vurderinger og oseanografiske modelleringer har blitt utført, og noe ny informasjon om hummerbestanden er hentet inn. Resultatene er sammenfattet, diskutert, og utgjør vurdering av risiko for effekt på hummer etter utslipp av deltametrin, cypermetrin, azametifos og hydrogenperoksid. Med bakgrunn i resultater fra en biologi-basert økotoksmodell og oseanografisk modellering, samt en rekke betingelser (spesifisert i rapporten) viser det seg at det høyst sannsynlig kan oppstå konsentrasjoner i miljøet etter utslipp som overskrider grenseverdier for effekt og dødelighet for hummer. Potensielt skadelige konsentrasjoner kan nå området Haukøygrunnen/Haukøyfjorden. Dette er foreslått som viktige områder for tidlige livsstadier av hummer. Det kan være risiko for økt dødelighet /sub-letale effekter for hummer i dette området etter et utslipp av både en normal behandlingsdose og dobbelt dose for deltametrin, cypermetrin, azametifos og hydrogenperoksid, ifølge våre beregninger. I enkelte tilfeller kan potensielt skadelige konsentrasjoner også nå deler av Fuglfjorden og Tømmeråsfjorden, som også er viktige hummerområder. Resultatene er fremkommet ved å sammenligne sensitivitet til hummer (eller andre krepsdyr arter ved mangelfulle data) med forventede konsentrasjoner av lusemidlene i miljøet etter et utslipp. Modelleringer er forenklede versjoner av den virkelige verden, så andre utfall enn det som er skissert her kan oppstå.

Prosjektleder / Project manager

Gro Harlaug Refseth

Kvalitetskontroll / Quality control

Anita Evenset
Anita Evenset

© Akvaplan-niva 2018. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva.

INNHALDSFORTEGNELSE

1 INNLEDNING	3
2 METODE OG TILNÆRMING	6
2.1 Hummerøkologi.....	6
2.2 Økotoksikologi	6
2.3 Økotoksikologisk modellering	7
2.4 Oseanografisk modellering.....	8
2.5 Risikovurdering	9
3 RESULTAT OG DISKUSJON	10
3.1 Hummer økologi.....	10
3.2 Økotoksikologi	13
3.3 Økotoksikologisk modellering	15
3.4 Sammenfatning økotoks og oseanografisk modellering.....	16
3.4.1 Sammenligning miljøkonsentrasjoner med NEC	17
3.4.2 Sammenligning miljøkonsentrasjoner med Effektstudie.....	20
4 SAMMENFATTENDE DISKUSJON	23
4.1 Generelt om metodikk	23
4.2 Risikovurdering for utslipp fra Bergkråa	24
5 KONKLUSJON.....	26
6 REFERANSER.....	28

Forord

Tysfjord har en egen stamme av hummer som skiller seg genetisk fra andre hummerarter i Norge. I Tysfjord er det også akvakulturvirksomhet, og det blir brukt lusemiddel for avlusning av laksen. I forbindelse med søknad om etablering av nye lokaliteter i Tysfjord, har Fylkesmannen i Nordland meddelt Nordlaks Oppdrett AS at de vil stille krav om konkrete risikovurderinger for hver enkelt lokalitet, med hensyn til bruk av lusemidler og risiko for den lokale stammen av hummer (Tysfjordhummeren). Akvaplan-niva har derfor blitt bedt om å gjøre vurderinger for følgende lokaliteter:

- Bergkråa (SP: N68°09,652 Ø16°19,997)
- Grønnstranda (SP: N68°14,662, Ø16°16,472)
- Stormneset (SP: N68°11,906 Ø16°08,210)

Hovedmålet i dette prosjektet er å gjennomføre en risikovurdering for bruk av lusemiddel og spesielt vurdere sannsynligheten for påvirkning på hummer i nærheten av oppdrettsanlegg i Tysfjord. Det utarbeides en risikovurdering for hver lokalitet. Denne rapporten omfatter kun risikovurdering for lokaliteten Bergkråa (SP: N68*09,652 Ø16*19,997). Vi har benyttet oss av informasjon fra en tidligere risikovurdering utført av Akvaplan-niva i forbindelse med en annen lokalitet hos Nordlaks Oppdrett AS (Forsåstovika). I dette prosjektet "Risikovurdering ved bruk av lusemidler - hummer i Tysfjord, Akvaplan-niva rapport 8179" ble det utarbeidet en økotoksikologisk database for hummer, og det ble gjort modellering av forventet konsentrasjoner i miljøet etter utslipp av ulike lusemidlene relevant for Nordlaks Oppdrett AS. Denne rapporten refereres til som Refseth et al. (2016a) utover i rapporten. Informasjon samlet i Refseth et al. (2016a) er bakgrunnsmateriale for arbeidet i forbindelse med risikovurdering av ny lokalitet (Stormneset), men ny informasjon relatert til økotoksikologi er innhentet, og nye oseanografiske modelleringer, spesifikke for Stormneset, er utarbeidet. Vurderinger av hummerens økologi er gjort med utgangspunkt i rapport fra Nordlandsforskning (Hansen 2005). Resultatene fra økotoksikologi, oseanografiske modelleringer, og økologi sammenfattes og danner grunnlag for vurdering av risiko for lokaliteten Bergkråa.

I Norge er det ikke pr. i dag etablert rutinemessige metoder for risikovurdering ved utslipp av lusemidler for spesifikke geografiske lokaliteter, slik som det er gjort i dette prosjektet. Dette arbeidet som gjøres for ulike lokaliteter i Tysfjord, er således nyskapende innenfor akvakultur.

1 Innledning

Norske myndigheter har laget et svært strengt regelverk for fangst for å bevare den truede hummerbestanden i Norge. Bestanden av hummer i Norge er på et historisk lavmål (Kleiven et al. 2017), og Fiskeridirektoratet har derfor bedt alle kommuner langs norskekysten om å opprette egne fredningsområder for hummer. Tysfjord har verdens nordligste hummerstamme som skiller seg genetisk fra andre hummerbestander i Norge.

I Tysfjord brukes kjemisk behandling (lusemidler) til å bekjempe lakselus hos oppdrettslaks. Lakselus anses som en av de største utfordringene i akvakultur. Bruk av kjemikalie i forbindelse med behandling av lakselus er en miljøutfordring som opptar både myndigheter, lokalbefolkningen, fiskere, forskere og oppdrettere. Kjemisk behandling kan foregå på to måter: badebehandling og via fôr. Til badebehandling brukes virkestoffene cypermetrin, deltametrin, azametifos og hydrogenperoksid. Via fôr brukes: emamektin benzoat, diflubenzuron og teflubenzuron. En oversikt over lusemiddel brukt i lakseoppdrett i Norge er satt opp i Tabell 1 (aktuelle kjemikalier for Nordlaks Oppdrett AS er markert i fet skrift).

Tabell 1. Oversikt over legemidler til bruk mot lakselus i Norge.

<i>Klassifisering</i>	<i>Virkestoff</i>	<i>Handelsnavn</i>	<i>Behandlingsmetode</i>
Pyretroider	Cis-Cypermetrin	Betamax	Badebehandling
	Deltametrin	Alpha Max	Badebehandling
Organiske fosforforbindelser	Azametifos	Salmosan	Badebehandling
	Azametifos	Azasure	Badebehandling
Kitinhemmere	Diflubenzuron	Lepsidon/ Releeze	Gjennom fôr
	Teflubenzuron	Ektobann	Gjennom fôr
Avermektiner	Emamektin benzoat	Slice	Gjennom fôr
Hydrogenperoksid (H₂O₂)		Hydrogenperoksid	Badebehandling

I Norge økte bruken av lusemidler (rekvirert aktivt virkestoff) fra 2013 til 2015/16, før en nedgang ble registrert i 2017. Sammenliknet med 2016 ble det i 2017 brukt cirka en tredel av antallet behandlingsdoser. I 2017 var bruken på omlag samme nivå som i 2005, før resistensproblemene startet for alvor (Remen et al. 2018). Resistens hos lakselus, samt utvikling av nye ikke-medikamentelle metoder for avlusning har trolig medvirket til nedgangen i 2017.

Grunnet blant annet utvikling av resistens hos lakselus, er/har det vært nødvendig å bruke lusemidlene på andre måter enn det som er anbefalt i pakningsvedlegget – såkalt «off-label» bruk. I følge Mattilsynet er "off-label" blitt vanlig praksis. Kjemikaliene brukes da i ulike kombinasjoner, og/eller økte doser. Spesielt har kombinasjonen azametifos/deltametrin blitt brukt grunnet at denne kombinasjonene effektivt har drept lakselus. Mattilsynet har gitt en rekke pålegg om at denne behandlingsformen må opphøre grunnet miljøhensyn. Bruken av denne kombinasjonsmetoden er derfor kraftig redusert/opphevet.

Andre arter enn lus, f.eks. andre krepsdyr arter, kan bli påvirket av kjemikaliene når de slippes ut i vannet etter endt behandling av laks. Mulige effekter på andre arter kan oppstå ved

konsentrasjoner som er både lavere og høyere og lik normal behandlingsskonsentrasjon (Macken et al. 2015; Langford et al. 2014; Samuelsen et al. 2014). Dette er fordi lusemidler nødvendigvis må være toksisk for lakselus for å kunne ta livet av den, og da kan medikamentene også være giftig for andre krepsdyr.

Laboratorietester har vist at krepsdyr er svært følsomme for flere av kjemikaliene brukt som medisinfôr og i badebehandlinger. Noen kjemikalier brukt som medisin mot lakselus er giftige i så lave konsentrasjoner at de ikke kan måles i krepsdyr som beviselig har blitt drept av kjemikaliene (data fra Samuelsen et al. Havforskningsinstituttet).

De lusemidlene som er aktuelle for Nordlaks Oppdrett AS er pyretrorider (cypermetrin og deltametrin), organofosfat (azametifos), avermektiner (emamektin benzoat) og hydrogenperoksid. Avermektiner er ikke prioritert i denne rapporten, da dette medikamentet gis via fôr, og derfor har en helt annen måte å spres i miljøet på enn de som blir modellert her. Vi har kun gjort risikovurderinger kun for bademidler i denne rapporten. Kitinghemmere er ikke relevant, da disse ikke brukes i Tysfjord. I henhold til dagens praksis hos Nordlaks Oppdrett AS er hydrogenperoksid det mest aktuelle alternativet.

Vi har hentet inn informasjon fra Nordlaks Oppdrett AS angående "off-label bruk". På bakgrunn av denne informasjonen, modellerer vi ikke lusemidler i kombinasjon, da dette ikke lenger praktiseres hos Nordlaks Oppdrett AS i Tysfjord. I følge selskapet er det mer aktuelt å øke dosen av et og samme stoff ved avlusning. I dette prosjektet sammenligner vi derfor økotoksikologiske data med forventende konsentrasjoner i miljøet, både etter utslipp av en enkelt dose (behandlingssdosen) av hvert stoff for seg, samt dobbel dose av de ulike midlene separat.

Oseanografiske modelleringer, økotoksikologi, økotoksikologisk modellering og hummerøkologi behandles hver for seg i metode og resultat kapittel, og til slutt sammenfattes data i en risikovurdering. For hvert bademiddel ønsker vi å besvare disse spørsmål:

- Vil det forekomme konsentrasjoner i miljøet som overskrider grenseverdi for effekt og, eller konsentrasjoner som assosieres med økt dødelighet (ved eksponering i en gitt tidsperiode) etter et utslipp?
- Overskrides effekt-/grense-verdier på områder som er spesielt viktige for hummer?

Vi gjør oppmerksom på at resultat fra risikovurderingen tidligere utført for lokaliteten Foråstorvika ikke er direkte sammenlignbare med resultatene gjort for Bergkråa i dette prosjektet, da vi har benyttet oss av ny økotoksikologisk informasjon, gjort justeringer på kartene som viser konsentrasjoner i miljøet, samt fremskaffet noe ny informasjon om hummerbestanden.

Forkortelser brukt i rapporten. Som definert i "Guidance Document on Statistical Methods for Environmental Toxicity Tests":

EC₅₀ "*median effective concentration*" - kjemikaliekonsentrasjonen i vann eller sediment som gir en spesifikk effekt (f.eks. immobilitet) hos 50 % av testorganismene.

LC₅₀ "*median lethal concentration*" - kjemikaliekonsentrasjon i vann eller sediment som er estimert dødelig for 50 % av testorganismene.

LC₁₀ "*lethal concentration*" - kjemikaliekonsentrasjon i vann eller sediment som er estimert dødelig for 10 % av testorganismene.

LOEC "*lowest-observed-effect concentration*" - den laveste konsentrasjonen av et kjemikalie som har effekt.

LT₅₀ "*median lethal time*" - eksponeringstid som er dødelig for 50 % av testorganismene ved en gitt kjemikaliekonsentrasjon.

NOEC "*no-observed-effect concentration*" - den høyeste testede konsentrasjonen der effekten ikke er forskjellig fra kontrollen.

EIF "*environmental impact factor*"

PEC "*predicted environmental concentration*" - forventet kjemikaliekonsentrasjon i miljøet.

PNEC "*predicted no effect concentration*" - kjemikaliekonsentrasjon der man ikke forventer effekt.

NEC "*no effect concentration*" - den konsentrasjonen av et kjemikalie som ikke vil gi effekt på overlevelse.

qLC₅₀: 1/10 av LC₅₀

2 Metode og tilnærming

2.1 Hummerøkologi

Europeisk hummer tilhører slekten *Homarus* i underordenen Pleocyemata innen langhalekreps i orden tifotkreps. Europeisk hummer (*Homarus gammarus*) er en av de mest ettertraktede krepsdyr for konsum. Den europeiske hummeren lever, ifølge Havforskningsinstituttet, langs kysten fra svenskegrensen til Trøndelag og sporadisk i Nordland, for eksempel i Tysfjord. I Refseth et al. (2016a) ble hummer økologi beskrevet med spesiell fokus på hummer i Tysfjorden. Det ble i hovedsak tatt utgangspunkt i en rapport fra Nordlandsforskning (Hansen, 2005). I denne rapporten ble Tysfjordens egnethet med tanke på havbeite og oppdrett av hummer undersøkt.

I dette prosjektet benyttes data på hummerøkologi fra rapporten Refseth et al. (2016a), samt noe ny informasjon innhentet fra Kleiven et al. (2017).

Ved vurdering av de enkelte hummerområdene sett i forhold til oppdrettslokaliteten Bergkråa, har vi benyttet Fiskeridirektoratets kartverktøy (<http://kart.fiskeridir.no/default.aspx?gui=1&lang=2>). Kartverktøyet viser eksisterende lokaliteter, og gir også mulighet for estimering av avstander. Oppgitte avstander mellom Bergkråa og kjente hummerplasser er basert på dette kartverktøyet.

2.2 Økotoksikologi

I prosjektet "Risikovurdering ved bruk av lusemidler - hummer i Tysfjord" (Refseth et al. 2016a) ble det laget en oversikt over tilgjengelige økotoksikologiske data for de bademidlene som er aktuelle for Nordlaks Oppdrett AS. US EPA ECOTOX database for akvatiske toksisitets data ble brukt for å lete etter studier. Det ble også gjennomført en litteraturstudie. Grunnet lite tilgjengelig informasjon for europeisk hummer, ble databasen etablert med økotoksverdier for amerikansk hummer (*Homarus americanus*), og det ble lagt stor vekt på en review-artikkel av Burridge og Van Geest fra 2014, da denne er den nyeste omfattende studien som diskuterer potensiell miljørisiko assosiert med bruk av legemiddel mot lakselus.

Gjennomgangen viste at studiene er ikke ensartet med tanke på eksponeringstid (kort- langtidseksponering), endepunkt (dødelighet, sub-letale effekter, EC₅₀, NOEC, LOEC, LC₅₀, LC₁₀, LT₅₀, osv.), eksponeringsregime (statisk, gjennomstrøm), livsstadie osv.

Studiene i databasen ble nøye gjennomgått for å sjekke om vi kunne finne noen data som var egnet for videre økotoksmodellering, det vil si at de inneholdt tilstrekkelig informasjon om respons over tid for å kunne kalkulere NEC. Vi har også gjennomført et nytt søk i US EPA ECOTOX database for akvatiske toksisitets-data, for å undersøke om det har blitt publisert ny informasjon for europeisk og amerikansk hummer for de aktuelle lusemidlene siden Refseth et al. (2016). I tillegg har vi undersøkt om det er pågående relevante prosjekt som kan gi nyttig informasjon om krepsdyrs sensitivitet for de ulike bademidlene. Kalkulerte NEC verdier fra Refseth et al. (2016a) brukes videre for risikovurdering for Bergkråa, samt data fra nye økotoksikologiske undersøkelser.

2.3 Økotoksikologis modellering

Innen risikovurderingsmetodikk og økotoksikologi foretrekkes NEC fremfor andre økotoksikologiske parametere, fordi NEC-verdien er uavhengig av hvor lenge dyrene har blitt eksponert i laboratoriet. Om man har NEC-verdier tilgjengelig, muliggjør dette sammenligning av sensitivitet mellom ulike arter der behandlingsregimet er forskjellig. Dette er i mindre grad mulig med andre økotoksparametre, slik som LC₅₀. NEC anbefales som utgangspunkt for miljørisikoanalyser (EC 2003). NEC-verdier oppgis sjeldent i vanlige publikasjoner, og det kreves derfor ekstra innsats for å skaffe til veie NEC-verdier, sammenlignet med tradisjonelle LC₅₀-verdier.

I økotoksgjennomgangen i Refseth et al. (2016a) fant vi ingen NEC-verdi for hverken amerikansk eller europeisk hummer. Vi kalkulerte NEC-verdier for de kjemikaliene der dette var mulig basert på tilgjengelig rådata fra akutte toksisitetstester utført på hummer. Disse rådataene ble brukt i en biologi-basert modell til å kalkulere NEC-verdier for hummer. Vi valgte modellering fra GUTS rammeverket (Jager, 2011). Kalkuleringene ble gjort i forskningsprogramvaren DEBtox, www.debtox.info/software.php, og koden ble kjørt i Matlab versjon 2015b. DEBtox modellen er ekvivalent til GUTS-SIC-SD beskrevet i Jager et al. (2011) for å trekke ut modell-parametere fra datasett funnet i litteraturen (databasen). For en mer detaljert beskrivelse av hvordan NEC-kalkuleringer ble gjort ved hjelp av DEB-modellen, se Refseth et al. (2016a). De samme NEC-verdiene som ble kalkulert i Refseth et al. (2016a) blir brukt også for Bergkråa.

Risiko vurderes også ved å bruke andre økotoksparametre enn NEC, for eksempel LC₅₀-verdier (f.eks. Brokke 2015, Havforskningsinstituttets risikovurdering 2016). I de tilfellene det ikke var mulig å kalkulere NEC, brukes LC₅₀ med en sikkerhetsfaktor (1/10 av LC₅₀). Denne refereres som qLC₅₀ fra nå av i rapporten. Det er vanlig praksis i økotoksikologi å bruke økotoksparametre med en sikkerhetsfaktor, når eksakt verdi ikke finnes. Det er også vanlig å bruke beslektede arter i kalkuleringene, om det ikke finnes informasjon om arten av interesse.

I risikovurderingsmetoder benyttes tradisjonelt verdier for den mest sensitive arten, mest konservative estimat, siden det er ønskelig å beskytte den mest sensitive ressursen (art, livsstadie osv). Om en sensitivitet for et helt dyresamfunn skal beregnes, brukes en Species Sensitivity Distribution (SSD) kurve til å beregne en grenseverdi (PNEC), som er den konsentrasjonen som ikke vil gi effekt på 95 % av artene (Kooijman 1987). Om en kommersiell/økologisk viktig art ikke er beskyttet, justeres grenseverdien.

Vi ønsker å understreke at grunnet begrenset økotoksdata i litteraturen for lusemidler på hummer, ble økotoksikologisk modellering for ulike lusemidlene foretatt på bakgrunn av ulike typer data. Det er derfor viktig å være oppmerksom på at risikovurderingen for de ulike stoffene ikke er direkte sammenlignbare. F.eks. er NEC-verdier for deltametrin kalkulert ut ifra datasett for Hummerlarver Stadiet III, mens det for cypermetrin bare var tilstrekkelig data tilgjengelig for voksne dyr. I tilfeller der ikke NEC kunne kalkuleres, bruker vi 1/10 av LC₅₀ verdien: qLC₅₀. Den reelle NEC verdien kan ligge over eller under denne verdien. Disse forhold fører til at en direkte sammenligning av risiko for de ulike stoffene ikke er nøyaktig. Det er ikke innenfor prosjektets økonomiske og tidsmessige rammer å foreta økotoksikologiske eksperimenter på europeisk hummer, vi har derfor brukt allerede eksisterende informasjon, men som et resultat av dette er data ikke ensartet (Refseth et al. 2016a). Et mer ensartet datasett er plukket ut for effektstudier som inkluderer mål på konsentrasjoner over tid (sammelnignbart eksponeringsregime for både deltametrin, azametifos og hydrogenperoksid). Dette er tilgjengelig for reke, men ikke hummer (se avsnitt 3.4). Både NEC, qLC₅₀ og resultater fra effektstudie blir sammenlignet med modellerte konsentrasjoner i miljøet. NEC verdiene vil være tidsuavhengig, mens effektstudien viser en gitt effekt over en gitt tidsperiode (eksponering

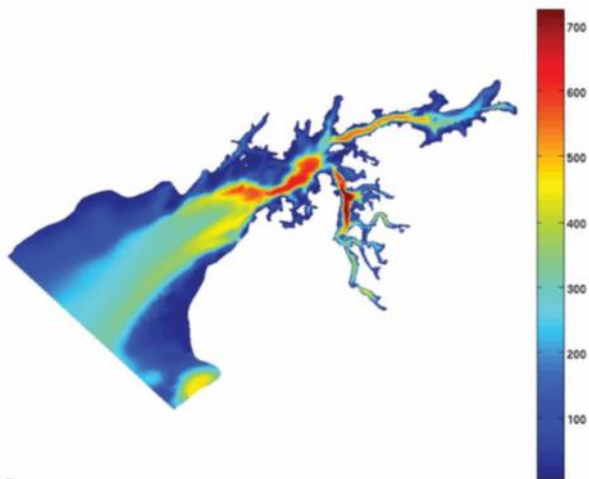
til 1/1000 av behandlings konsentrasjon i to timer) (Beckmann 2017). Disse studiene refereres til som "effektstudiet" i rapporten. Kart basert på NEC og effektstudiet for de ulike stoffene er heller ikke direkte sammenlignbare. Effektstudiet vil gi en mer sammenlignbar situasjon for de ulike bademidlene, da forsøkene er gjennomført ved samme laboratorie under de samme betingelser.

2.4 Oseanografisk modellering

Simuleringene av spredning i sjø har blitt utført med modellen FVCOM (The unstructured grid Finite Volume Community Ocean Model, Chen et al. 2003). FVCOM er utviklet ved The Marine Ecosystem Dynamics Modeling Laboratory ved University of Massachusetts-Dartmouth (USA) og er spesielt godt egnet til å simulere strøm i områder med irregulær og komplisert kystlinje. Grunnen til dette er at FVCOM er en ustrukturert grid-modell som tillater at man varierer avstanden mellom modellens beregningspunkter (oppløsning) fra område til område i modelldomenet. For å produsere gode resultater trengs det for eksempel mye høyere oppløsning (kort avstand mellom beregningspunkter) i smale deler av en fjord enn på åpent hav, der lavere oppløsning (stor avstand mellom beregningspunkter) kan være akseptabelt.

Selv om det i dette prosjektet er knyttet mest interesse til Tysfjorden og oppdrettsanlegget i Bergkråa, er det likevel nødvendig å modellere et betydelig større område for å sikre at storskalafenomener langs kysten forplanter seg riktig inn mot interesseområdet. Det fulle modellområdet dekker derfor store deler av Vestfjorden og vises i Figur 1.

Modellen ble satt opp i 3D. Dvs. at modellen beregner temperatur, salinitet og strøm både horisontalt og vertikalt. Modellen er drevet av elveavrenning (data fra NVE), atmosfæriske data som vind, regn, langbølget og kortbølget stråling, samt følbare og latente varmekulser mellom hav og atmosfære. De atmosfæriske feltene er beregnet av Havforskningsinstituttet ved bruk av atmosfæremodellen WRF (The Weather Research & Forecasting model, <http://www.wrf-model.org/index.php>).



Figur 1. Bunntopografi i modellområdet. Fargeskalaen viser dybde i meter.

De forskjellige lusemidlene ble modellert som sporstoff i modellen. Vår erfaring fra tidligere arbeid er at den naturlige fortyningen av et sporstoff i havet reduserer konsentrasjonene betydelig raskere enn den temperaturavhengige nedbrytningsraten til disse stoffene. Typisk halveringstider ved nedbrytning kan være dager til uker, mens halvering av konsentrasjonen ved fortyning vil være av størrelsesorden en time. Dette betyr at det ikke er nødvendig å ta hensyn til nedbrytning av stoffene vi modellerer. Nedbrytning er derfor utelatt.

Hydrogenperoksid er tyngre enn sjøvann og konsentrasjonene av hydrogenperoksid som er brukt til avlusning vil øke tettheten til vannet med ca. en promille. Dette er nok til at synking av vann som inneholder hydrogenperoksid kan ha betydning. Å modellere dette vil derimot kreve en oppløsning ned mot en meter, noe som ikke er aktuelt innenfor dette arbeidet. Vi har derfor ikke tatt med effekten av hydrogenperoksid på tettheten til sjøvannet. Hydrogenperoksid vil da i modellen spres i overflaten, noe som trolig er en mer effektiv spredning enn om det hadde sunket til større dyp.

Når tetthetseffekter og nedbrytningsrater er utelatt vil alle lusemidlene oppføre seg likt i vannet og det er derfor kun gjort simulering av ett sporstoff med utgangskonsentrasjon lik en. Konsentrasjoner av forskjellige lusemidler kan da fås ved å gange resultatene med den aktuelle utgangskonsentrasjonen. Modellering av sporstoff er utført med FABM (Framework for Aquatic Biochemical Models, Bruggeman og Bolding, 2014).

Simulering av et utslipp av lusemidler foregår ved at konsentrasjonen av sporstoff blir satt til null overalt foruten i det ene gridpunktet som ligger over lokaliteten i Bergkråa. I dette punktet blir konsentrasjonen satt lik en i de øverste 10 meterne. Fra 10 meters dyp og ned til bunn er konsentrasjonen igjen satt til null. Utstrekningen av gridpunktet over Bergkråa er representativt for et oppdrettsanlegg slik at utslippsvolumet også blir i riktig størrelsesorden.

Til sammen har vi utført 18 simuleringer av utslipp av lusemiddel i tidsrommet 1. juni til 1. august 2014. Resultatene som presenteres er et resultat av statistiske analyser av disse 18 simuleringene, som representerer forskjellige strøm- og værforhold. Alle områdene som er farget har en sannsynlighet for å bli påvirket, men det betyr ikke at alle fargede områder vil bli påvirket etter et enkelt utslipp.

2.5 Risikovurdering

For å vurdere miljørisiko forbundet med utslipp av lusemidler, sammenfattes resultatene fra økotoksmodelleringen og konsentrasjonsmodelleringen med utgangspunkt i metoden oppgitt i ETG (EC 2003), for hvert kjemikalie. Denne metoden går ut på å sammenligne forventet konsentrasjon i miljøet (PEC) med NEC-verdier. Hvis $(PEC/NEC \leq 1)$ forventes det ikke negative effekter på miljøet. Om forventede konsentrasjonen i miljøet (PEC) overskrider NEC-verdi, $(PEC/NEC > 1)$, kan uakseptable effekter på miljø oppstå, og utslipp bør reduseres, evt. videre undersøkelser foretas (EC 2003).

Om evalueringen viser at PEC-verdier overskrider NEC-verdier må vi vurdere resultatene med tanke på om det finnes forhold som må tas med i vurdering av risiko. Det er utenfor prosjektets ramme å foreta en full risikovurdering slik som det gjøres i EIF (Environmental Impact Factor (Johnsen et al. 2000)). Det er også utenfor prosjektets ramme å definere hvor stor andel av en bestand som evt. blir påvirket om PEC overskrider NEC. For en slik vurdering trengs det avanserte modeller som kobler økotoksmodellering med konsentrasjons- og bestandsmodellering (f.eks. SYMBIOSES; Carroll and Smith 2011).

NEC-verdien sier ingenting om hvor lenge dyrene må eksponeres ute i felt før effekt oppstår. Vi har derfor også tatt med relevante økotoksstudier som sier noe om effekt (dødelighet) for krepsdyr under kort-tidseksponering. Dette er basert på en fersk studie utført i Norge på effekter av azametifos, deltametrin, og hydrogenperoksid. Forsøkene er utført på samme laboratorie under de samme betingelsene.

3 Resultat og diskusjon

3.1 Hummer økologi

Dette kapittelet har tilsvarende tekst som kapittelet om hummerøkologi i Refset et al. (2016a), med noe nye informasjon fra Havforskningsinstituttet.

Europeisk hummer (*Homarus gammarus*) er en stor hummerart som ligner på amerikansk hummer. Den har utbredelse fra Middelhavet i sør til Tysfjord i nord. Man finner vanligvis hummeren fra 5 til 50 meters dyp (www.imr.no). Hummeren lever hovedsakelig på hardbunn med skjulesteder i steinrøyser, kløfter eller i huler under store steiner. Ved mangel på steinbunn graver hummeren huler i fastpakket sand og leirbunn. Den ligger rolig i skjul om dagen og jakter aktivt på byttedyr om natten. Hummerens diett består i hovedsak av andre krepsdyr, snegler, flerbørstemark og skjell. Den spiser også det som måtte være tilgjengelig av åtsel.

Hummeren er stedbunden, men migrerer til dypere vann på senhøsten. Man tror at hummeren befinner seg på ca. 40-70 m dyp om vinteren, og at den trekker mot grunnere vann på 0-20 m på forsommeren. Den er generelt lite aktiv om vinteren når sjøtemperaturene er lave. Hummeren blir kjønnsmoden etter 5-8 år, og størrelse ved kjønnsmodning varierer for ulike geografiske bestander (Hansen 2005). Forplantning skjer om sommeren, i tilknytning til skallskifte. Oppbygging av innrogn (eller hoderogn) tar ca. ett år. Eggene befruktes når de legges ut, og festes på svømmeføttene under bakkroppen. Videre tar det 9-11 mnd. til eggene klekkes. Den nyklekte larven blir også værende hos mordyret til den slipper seg ut i de frie vannmassene i det første av fire pelagiske larvestadier. Dette skjer i løpet av de tre sommermånedene, og larven er da om lag 6-7 mm.

Etter klekking lever hummerlarvene fritt i vannmassene, og i denne perioden skifter den skall tre ganger. Larvene i de to siste stadiene er dyktige svømmere. I det siste stadium er larven 15-20 mm lang og ligner en minihummer. Ved stadium IV inntreffer metamorfose, og postlarven vil da søke mot bunnen for å starte sitt benthiske liv. I det første år etter bunnslåing ligger hummeren sannsynligvis nedgravd i sediment på havbunnen (Hansen 2005). Forsøk har vist at hummer kan bunnslå på grus, skjellsand og mudderbunn. Hva slags bunn den ville yngelen egentlig foretrekker, vet vi ikke (www.imr.no).

Etter hvert som den vokser blir hummeren stadig mer kapabel til å forsvare seg mot predatorer. I denne fasen søker den mot det man kjenner som gode hummerplasser, som steinurer og andre områder som gir godt skjul.

Hummeren vokser relativt sakte pga. skallskiftene. Småhummer skifter skall flere ganger pr. år, men skallskiftene blir sjeldnere med alderen. Undersøkelser har vist at hummeren er relativ stedbunden (www.imr.no). I 2006/2007 brukte Havforskningsinstituttet hydroakustiske merker for å studere vandring/forflytning mer detaljert. Resultatene viser at hummeren er stasjonær og holder seg innen et begrenset område på dagtid. Om natten foretar den betydelige vandringer på opp mot 1 km per natt. Under disse vandringene kan hummeren vandre fra ganske dypt vann og helt opp mot fjæra i løpet av kort tid (60 min). Resultatene antyder at hannhummeren er mer nattaktiv enn hunnene, og at hunner som bærer utrogn er minst aktive. Hummerens livssyklus kan medføre ulik sensitivitet på ulike deler av året. Den skifter skall for å vokse, og vil sannsynligvis være mer sårbar for substanser i vannet ved skallskifte.

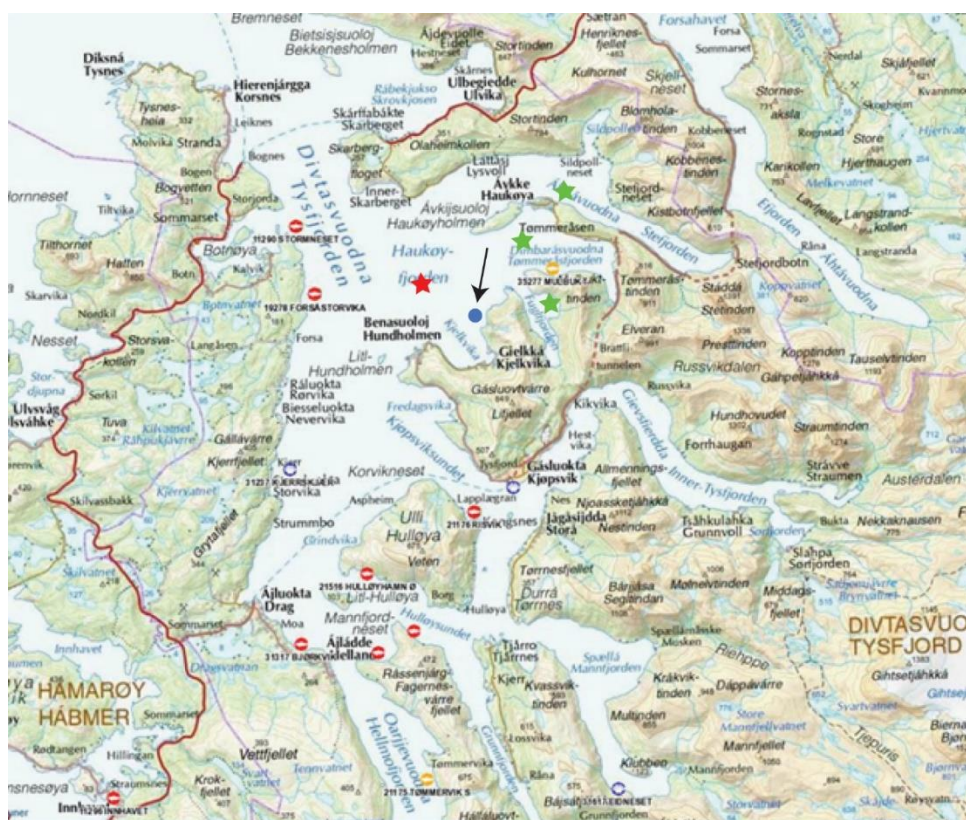
Hummerfisket har en lang historie i Norge og har vært en viktig inntektskilde for mange kystsamfunn. Siden 1970 tallet har bestanden vært på et historisk lavt nivå, og hummer er nå

på vei inn i rødlista over truede dyrearter (Alf Ring Kleiven, Havforskningsinstituttet, pers med.). I 2008 ble det innført nye reguleringer i hummerfisket. Fiskeridirektoratet her bedt Havforskningsinstituttet gjennomgå bestandssituasjonen i lys av nye reguleringer i 2008 og eventuelt foreslå forvaltningstiltak for å sikre et bærekraftig fiskeri. Havforskningsinstituttet har nylig foreslått at etablering av bevaringsområder for hummer videreføres og intensiveres. Et nettverk av bevaringsområder langs kysten vil bidra til å sikre bred størrelsessammensetning, balansert kjønnsfordeling og økt egg- og larveproduksjon i populasjonen (Kleiven et al. 2017). Kommunene oppfordres til å innføre egne verneområder for hummer, da hummerbestanden nå er i en negativ utvikling (Kleiven et al. 2017).

Hummer i Tysfjord

Tysfjord har egen bestand av europeisk hummer, som er verdens nordligste (Agnalt et al. 2009). Undersøkelser tyder på at hummeren i Tysfjorden er spesielt tilpasset det subarktiske miljøet, med lyse netter om sommeren og mørke det meste av døgnet om vinteren. Under flere feltundersøkelser gjennomført av Havforskningsinstituttet (2009) fant man hummer som var aktive på dagtid. Hummer ble observert gående på havbunnen på dybder mellom 2 og 10 m (Agnalt et al. 2009).

Tysfjord har en terskel på ca. 250 m ved innløpet, men fjordbassenget er blant Norges dypeste med sine 700 m. Terskelen bidrar til å opprettholde et stabilt dypbasseng med relativt varmt vann i fjorden. Tysfjorden består i tillegg av flere lange fjordarmer (se Figur 4).



Figur 2. Kart over Tysfjorden med godkjente lokaliteter for oppdrett av laks avmerket. Lokaliteten i Berggråa er markert med blå sirkel og pil. Viktige hummerlokaliteter er merket med rød stjerne (Haukøygrunnen) og grønne stjerner (Steffjorden, Tømmeråsfjorden og Fuglfjorden). Kilde: Fiskeridirektoratet.

Utformingen av fjorden gjør at hummerlarvene sannsynligvis holdes i fjordbassenget i hele den pelagiske fasen (Hansen 2005).

Fjordarmene nordøst i Tysfjorden, nærmest innløpet, er kjent for å ha gode hummerplasser. Skrovkjosen har store områder grunnere enn 150 m, og er kjent for å ha gode hummerplasser. Litt lenger sør ligger Stefjord, Tømmeråsfjord og Fuglfjord som også har relativt grunt vann sammenlignet med hovedfjorden utenfor, med dybder opp til ca. 200 m. Like sør for disse fjordene ligger Haukøygrunnen. Både Stefjord, Tømmeråsfjord, Fuglfjord og Haukøygrunnen er gode hummerplasser, og det drives et utstrakt hobbyfiske i disse områdene (Hansen 2005).

Hansen (2005) foreslår at de store områdene med bløtbunn på grunnere vann er viktige for hummeren i tidlige livsstadier. Haukøyfjorden vil således være et viktig område for reproduksjon og rekruttering av hummerbestanden. I følge Havforskningsinstituttets handlingsplan for å bevare hummer, er det intensjonen om å få i gang økt egg- og larveproduksjon i hummerpopulasjonen (Kleiven et al. 2017). Haukøygrunnen er derfor et viktig område med tanke på målet om å oppnå økt egg- og larveproduksjon.

Omtrent midt i hovedfjorden ligger Hulløy. Rundt øya er det ifølge Hansen (2005) visse forekomster av hummer. Langs Tysfjordens vestsida er det generelt små hummerfangster, selv om det finnes enkelte kjente lokaliteter også her. Alle de tre fjordarmene i sør, Hellehoffjord, Grunnfjord og Mannfjord har også gode hummerlokaliteter. Fra den siste av fjordarmene, Indre Tysfjord/ Sørfjorden, er det imidlertid meldt lite eller ingen fangst av hummer fra lokale fiskere.

I følge Fiskeridirektoratets kartverktøy er det fra Bergkråa ca. 5 km til innløpet til Stefjorden, og det er om lag 3 kilometer til Tømmeråsfjorden og Fuglfjorden (områder som er foreslått som viktige hummerlokaliteter). Avstanden mellom lokaliteten Bergkråa til Haukøygrunnen som foreslås som viktig område for tidlige livsstadier er også ca. 3 km., ifølge kartverket (<http://kart.fiskeridir.no/default.aspx?gui=1&lang=2#>). Fra lokaliteten til Hulløy er det drøyt 12 km. Se Figur 2 for plassering av Bergkråa i forhold til Stefjorden, Tømmeråsfjorden, Fuglfjorden, Hulløy og Haukøy-grunnen. De store områdene med bløtbunn på grunnere vann kan være viktige for hummeren i tidlige livsstadier, og kanskje er disse områdene medvirkende til at området rundt Stefjord, Tømmeråsfjord, og Fuglfjord har så gode hummerforekomster (Hansen 2005). Distribusjon og lokalisering av hummer i ulike stadier gjennom året er vist i Tabell 2.

Tabell 2. Lokalisering og sesongmessig fordeling av hummer i ulike stadier i Tysfjorden.

	Hummerlarver Stadie I-III	Postlarve/ liten hummer Stadie IV – liten hummer	Voksne hummer
Posisjon i vannsøylen	Pelagisk	Benthisk	Hardbunn på 5-50 m dyp
Tilgjengelig i Tysfjord	Ukjent	Ukjent/ bløtbunnsområder	I fjordarmer og rundt øyer
Sesong	Juni/juli - Aug	Hele året	Tilstede hele året

Hummerlarvene klekkes i juni-august, og larvestadiet varer 2-6 uker, avhengig av temperaturen (Agnalt, A.L, pers med.). Som Tabell 2 viser, finnes hummer både i vannsøylen og på bunnen, avhengig av livsstadie. Hummeren kan også foreta vandringer, og den kan vandre fra ganske dypt vann og helt opp mot fjæra i løpet av kort tid (60 min). Hummer kan derfor i teorien bli eksponert for kjemikalier både i vannsøylen, og på bunnen på grunt vann og dypt vann, avhengig av om kjemikaliene synker.

Ingen verneområder for hummer er trådt i kraft i Tysfjord, så vidt oss bekjent. Det er foreslått et marint verneområde i Tysfjord der hummerstammen er spesielt nevnt under verneformålet. Det er for øvrig mangelfull kartlegging av hvor hummerbestandene befinner seg, og størrelse på bestandene i Tysfjordbassenget. Hummer, og spesielt hummerlarver, kan finne seg i andre områder enn kjente hummerlokaliteter spesifisert i Hansen (2005). Hummerlarver driver med strømmen før bunnslåing, og ingen vet nøyaktig hvor de befinner seg i denne fasen (Ann-Lisbeth Agnalt, pers. med). Det er ønskelig med en kartlegging av viktige områder for hummer i Tysfjorden, og et samarbeid mellom Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet er satt i gang.

3.2 Økotoksikologi

Laboratoriestudier

For en detaljert oversikt over økotoksikologiske studier og data som er tilgjengelig for hummer for deltametrin, cypermethrin, azametifos og hydrogenperoksid, henvises leseren til økotoksdatabase (egen leveranse i prosjekt "Risikovurdering ved bruk av lusemidler - hummer i Tysfjord"). Til sammen utgjør databasen en oversikt over 74 økotoksverdier, hentet fra ulike publikasjoner. Noen av disse dataene er presentert og oppsummert på side 12-16 i Refseth et al. (2016a), for hvert kjemikalie (cypermethrin, deltametrin, azametofos og hydrogenperoksid). En oppsummering basert på Refseth et al. (2016a), samt ny informasjon siden rapporten ble laget, er presentert under.

Krepsdyr er svært følsomme for flere av kjemikaliene brukt som medisinfør og i badebehandlinger. I en review utført av Burrige og Van Geest (2014) ble en rekke studier og lusemidler gjennomgått, og det ble konkludert med at hummer er den meste sensitive arten overfor samtlige lusemidler som brukes til badebehandling.

Pyrethroid insecticider (deltametrin og cypermetrin) er blant de meste toksiske insekticidene som finnes og mange studier har bekreftet at marine krepsdyr, som bl.a. hummer og reker, er sensitive for disse stoffene (Fairchild 2000).

Deltametrin er neurotoksisk og fører til paralyse. Deltametrin er klassifisert som svært toksisk, og kan drepe hummer ved ekstremt lave konsentrasjoner (Burrige og Van Geest, 2014). Få timers eksponering for tusen ganger fortynnet behandlingsløsning av deltametrin førte til økt dødelighet hos blant annet canadisk hummer (Burrige og Van Geest 2014), og rekelarver (*Pandalus borealis*) (Bechman 2017). Deltametrin var lovlig brukt i Canada i 2009 og 2010, men da kun under spesialgodkjenning. Pyretroider (deltametrin og cypermetrin) brukes ikke lenger i Canada på grunn av høy toksisitet mot hummer.

Hummer og reker er de mest følsomme artene for azametifos (Burrige et al. 2000; Ernst et al. 2014). Dødelig konsentrasjon (LC₅₀) av azametifos hos hummer varierer noe avhengig av livsstadium, men er i størrelsesorden 1-10 % av behandlingsløsning (1-10 µg/l) (Burrige et al. 2000; Ernst et al. 2001). Gjentatte eksponeringer for lave konsentrasjoner av azametifos kan resultere i negative effekter på overlevelse og gyting hos Amerikansk hummer (Burrige et al. 2010).

En kombinasjonen av deltametrin og azametifos gav dødelighet hos reker (*Praunus flexuosus* og *Palaemon elegans*) etter 24 timers eksponering for 6 ng/L azametifos og 0,1 ng/L deltametrin, dvs. omtrent titusen ganger fortynnet behandlingsløsning for disse kjemikaliene brukt separat (Brokke 2015). Gjennom intervjuer av fiskehelsebiologer (foretatt av Akvaplan-niva) fremkom det at kombinasjonen azametifos og deltametrin var "mye" brukt i Norge rundt 2015, men at denne metoden ikke lengre brukes på grunn av legemiddelkampanjen.

Få timers eksponering for tusen ganger fortynnet behandlingsløsning av hydrogenperoksid førte til økt dødelighet av voksne reker (*Pandalus borealis*) (Beckman 2017). Raudåte har også vist seg å være følsom for hydrogenperoksid etter en times eksponering (Escobar 2016, Refseth et al. 2016 b). Effekt på overlevelse og reproduksjon har blitt demonstrert på hunnhummer etter repetitive korttidseksponeringer (Burrige and Van Geest 2014). Burrige og Van Geest (2014) presenterer data for akutt respons hos ulike invertebrater eksponert til Paramove 50@ (hydrogenperoksid) i en time. LC₅₀ estimert for hummerlarver stadie I var 1637 mg/l, etter en times eksponering, mens voksne individer overlevde eksponering på 3750 mg/l.

Nye søk i US EPA ECOTOX database for akvatiske toksisitetsdata har blitt gjennomført siden Refseth et al. (2016a). Vi kunne ikke finne nye publiserte data på hverken europeisk hummer eller amerikansk hummer for noen av de aktuelle lusemidlene.

Vi er for øvrig også kjent med at nye studier på hummerlarver gjennomføres av Havforskningsinstituttet (HI). Dødelighet ble observert ved eksponering av hummerlarver (*Homarus gammarus*) i stadium I og II for 10 % av behandlingsløsningen for hydrogenperoksid i 1 time (Escobar Lux, upublisert). Det var høy dødelighet i observasjonsperioden på 72 timer etter endt behandling (Ann-Lisbeth Agnalt pers.med).

Nye laboratorie-eksperimenter hvor reke (*Pandalus borealis*) er eksponert for de aktuelle bademidler er også gjennomført siden Refseth et al. (2016a). Disse laboratorie-studiene ble gjennomført ved International Research Institute of Stavanger (IRIS) i Stavanger, samt av Akvaplan-niva. Hos IRIS ble reke eksponert for deltametrin, azametifos, hydrogenperoksid, samt for en kombinasjon av deltametrin og azametifos. Studien ble gjennomført ved å eksponere reke til en eller flere pulser på to timer til fortynnet behandlings konsentrasjon (1/1000 av behandlingsskonsentrasjon for hvert stoff) (Beckman 2017). Resultatene viste økt dødelighet hos reke. Studien er høyst relevant med tanke på at den er ensartet i forhold til at den er gjennomført på ett og samme laboratorie, på samme art, med de kommersielle produktene som brukes i Norge i dag (AlphaMax: virkestoff deltametrin, Salmosan: virkestoff azametifos, og Paramove: virkestoff hydrogenperoksid). Dette gjør at studiet er egnet til å sammenligne toksisitet av de ulike lusemidlene, og vi vil derfor legge vekt på denne studien når vi sammenligner resultater fra økotoksstudier med resultater fra konsentrasjons-modelleringen, for å få en mer ensartet vurdering for de ulike stoffene.

Resultater fra disse studiene har blitt presentert i en workshop, samt i en oppsummering som ble offentlig distribuert etter workshopen. Lignende studier er også gjennomført av Akvaplan-niva (lignende eksponerings regime). Disse er ikke publisert enda, men for deltametrin viser foreløpige resultat/observasjoner tilsvarende resultater som i Beckmann 2017: dødelighet ved lave konsentrasjoner etter korttidseksponering (en puls på to timer).

Feltstudier i Norge (europeisk hummer):

Det foreligger ikke vitenskapelige undersøkelser i felt av eventuelle sammenhenger mellom bruk av lusemidler og effekter på krepsdyr i Norge. Vi er kjent med en feltobservasjon fra Øygarden i 2015, der det ble rapportert om død hummer i teiner, 35 hummer til sammen på to ulike steder i fjorden. Det var ikke blitt rapportert inn bruk av lusemidler (i Barentswatch) i nærheten av teinene denne perioden, men en nærmere undersøkelse viste at et oppdrettselskapet som driver et anlegg 800 meter ute i fjorden, hadde brukt kjemiske midler til avlusning dagen før hummerne ble funnet. Det ble brukt dobbel dose deltametrin, og samtidig ble det brukt full dose azametifos. Fiskeridirektoratet satte i gang en granskning for å finne ut om hummerne døde som følge av avlusningen. Konklusjonene etter granskningen var at det ikke var sannsynlig at avlusing av oppdrettslaks var årsaken til at hummeren døde, siden det ble ikke

funnet rester av azametifos og deltametrin i dyrene. Det har imidlertid i ettertid blitt kjent at det ikke finnes gode nok analysemetoder for å detektere lave konsentrasjoner av lusemidler i dyr, og at konklusjonen derfor ble trukket på uriktig grunnlag. Havforskningsinstituttet v/ Ole B. Samuelsen har opplyst at han eksponerte reker for lave konsentrasjoner av deltametrin og azametifos (vurdert som lignende konsentrasjoner som de døde hummerne ble eksponert for i felt, basert på modellering). Rekene døde av dette. Han sendte rekene til kjemisk analyse, og det var ikke mulig å finne rester av deltametrin og azametifos i rekene, selv om det beviselig var disse stoffene som hadde tatt livet av dem. Analysemetoden som ble brukt etter hummerdøden i Øygarden er derfor ikke god nok til å vurdere om avlusing var årsaken til at hummer i teiner 800 m anlegget unna døde (Nodland, E, artikkel i iLaks 2017 basert på data fra Samuelsen et al.).

Det har i flere tilfeller blitt innmeldt observasjoner av store mengder døde krepsdyr (hovedsakelig krill) på strender i norske fjorder. Det er uttrykt bekymring for at dette kan skyldes bruk av lusemidler. Dette er pr. i dag hverken bekreftet eller avkreftet.

3.3 Økotoksikologisk modellering

I dette kapittelet oppsummerer vi NEC-verdier som i kapittel 3.4 blir sammenlignet med forventede konsentrasjoner i miljøet. Som tidligere nevnt, anbefaltes NEC over andre økotoksparametere i risikovurderingssammenheng (EC 2003). Vi gjorde derfor et forsøk på å kalkulere NEC for hummer i Refseth et al. (2016a). I den sammenheng ble en grundig litteraturstudie gjennomført for å se om noen av studiene som inngikk i databasen inneholdt tilstrekkelig informasjon (rådata fra laboratoriet i god nok kvalitet) for NEC-kalkulering. Dette var tilfelle for studier av cypermethrin og deltametrin. Se Refseth et al. (2016a) for detaljer, en kort oppsummering presenteres under:

Cypermethrin:

NEC: Data for NEC-kalkulering for cypermethrin er ekstrahert fra Burridge et al. (2000). NEC-kalkuleringene ble gjort for voksen hummer. Voksen hummer ble i forsøket fra Burridge et al. (2000) eksponert for tre pulser av cypermethrin over tre dager. Pulsene varte fra 15 min til 2 timer og intensiteten på pulsen varierte fra 0,025 til 1,8 µg/l. Vi måtte rekonstruere detaljer av eksponerings scenario fra materiale- og metode-delen i den originale publikasjonen (Burridge et al. 2000), se Figur 10 i Refseth et al. (2016a).

NEC-verdier ble estimert på bakgrunn av et 30 min puls scenario der antall immobiliserte hunner ble notert. For mer informasjon om figurer og data fra Burridge et al. (2000), se original publikasjonen, samt informasjon i Refseth et al. (2016a, side 16-20).

På bakgrunn av dette datasettet var vi i stand til å estimere en NEC-verdi på **1,6 µg/l** for cypermethrin. Denne verdien brukes videre i denne rapporten, da vi ikke har funnet nye studier siden denne rapporten ble publisert, som kvalifiserer til nye NEC kalkuleringer.

Andre studier/økotoksparametre: vi har ikke funnet nye relevante publiserte eller pågående studier på krepsdyr og cypermethrin siden Refseth et al. 2016a som egner seg til NEC-kalkulering.

Deltametrin:

I Refseth et al. (2016a) ble data for NEC-kalkulering for deltametrin ekstrahert fra vedlegg i Fairchild et al. (2010). I vedlegg 2 og 4 fant vi overlevelse over tid for hummerlarver stadiet III som var eksponert til deltametrin (Alpha Max). Vi brukte rådataen fra vedlegg 1, 3 og 4 for å estimere NEC-verdier.

Oppsummering NEC-verdier:

Vi estimerte en NEC-verdi for hummerlarver stadiet III på **0,03 ng/l** for deltametrin (AlphaMax).

Vi estimerte en NEC-verdi for hummerlarver stadiet IV på **1 ng/l** for deltametrin (AlphaMax).

Disse verdiene blir brukt videre i denne rapporten, da vi ikke har funnet nye relevante økotoksdata til å rekalkulere NEC-verdier for deltametrin og hummer.

Hydrogenperoksid: Økotoks gjennomgangen i Refseth et al. (2016a) viste at rådata ikke er tilgjengelig for hydrogenperoksid og hummer, og det var derfor ikke mulig å kalkulere NEC for hummer. Vi bruker LC₅₀-verdien estimert for hummerlarver stadiet I på 1637 mg/l som utgangspunkt (qLC₅₀= 1/10 av LC₅₀-verdien). Vi fant ingen nye data på hummer publisert siden forrige rapport som egner seg for NEC-kalkulering.

Azametifos: Økotoks gjennomgangen i Refseth et al. (2016a) viste at rådata ikke er tilgjengelig for azametifos og hummer, og det var derfor ikke mulig å kalkulere NEC for hummer. Vi bruker derfor LC₅₀-verdien for hummerlarve på 0,5 µg/l (Burrige et al. 2014) med en sikkerhetsfaktor (qLC₅₀= 1/10 av LC₅₀-verdien). Vi fant ingen nye data på hummer publisert siden forrige rapport som egner seg for NEC-kalkulering.

3.4 Sammenfatning økotoks og oseanografisk modellering

I dette kapitlet sammenligner vi relevante økotoksdata med modellerte konsentrasjoner i miljøet. Vi modellerer områder der konsentrasjonene i miljøet er over NEC eller (qLC₅₀). Om konsentrasjonene i miljøet overskrider NEC-verdi, kan uakseptable effekter på miljø oppstå. NEC-verdi sier ingenting om hvor lenge dyrene må eksponeres ute i naturen før effekt (død) oppstår. Vi ønsker derfor også å sammenligne konsentrasjoner i miljøet med eksponeringsregime (konsentrasjon og tid) som assosieres med økt dødelighet.

Resultatene fra økotoksinnsamlingen viste at det ikke finnes data for europeisk hummer. Vi er derfor nødt til å basere vurderingene på økotoksikologisk informasjon fra andre krepsdyr, da det som sagt er utenfor prosjektets rammer å gjennomføre egne eksperimenter på europeisk hummer. Vi bruker derfor data for amerikansk hummer for NEC-kalkulering/qLC₅₀. Økotoksikologiske data kan variere mye avhengig av art, livsstadie, kondisjon og reproduktiv status på dyra, og om forsinkede effekter etter endt eksponering er tatt med eller ikke.

NEC er tidsuavhengig. For å inkludere effektstudier (som viser effekt ved konsentrasjon over tid) har vi besluttet å bruke en fersk norsk studie der de relevante kommersielle produktene med virkestoff deltametrin (AlphaMax), azametifos (Salmosan) og hydrogenperoksid (Paramove) er undersøkt på samme laboratorie, med likt eksponeringsregime (2 timers eksponering til 1000 ganger fortynnet behandlings konsentrasjon). Et slikt datasett finnes for reke, men ikke for hummer (oss bekjent). Reker blir således brukt som en substitutt for hummer på effektstudier. Laboratorieundersøkelser har vist at hummer og reker har lignende sensitivitet, men generelt er hummer mer sensitiv for bademidler enn reker. Disse studiene var ikke med i evalueringen i Refseth et al. (2016b). I de nye studiene er forsinkede effekter inkludert, og de vil derfor vise høyere sensitivitet enn studiene utført på hummer, der forsinkede effekter ikke er beregnet.

NEC-verdier og effektdata for reker sammenlignes med konsentrasjoner i miljøet for å se om det finnes konsentrasjoner i miljøet som er høyere enn NEC (tidsuavhengig) eller høyere enn de konsentrasjonene som i studiet utført av IRIS kunne assosieres med effekt (død, inkludert forsinkede effekter, dvs. effekter etter endt eksponering).

Denne tilnærmingen er så langt som mulig brukt for hvert kjemikalie. Kombinasjon av flere stoffer blir ikke modellert, da dette ikke lengre er relevant for Nordlaks Oppdrett AS. Først vises kart som sammenligner utvalgte NEC/qLC₅₀-verdier for de ulike stoffene med konsentrasjoner i miljøet. Alt som er farget viser områder der grenseverdi kan overskrides og der det dermed kan være risiko for uønskede effekter. Skalaen viser hvor mange timer grenseverdien overskrides. Deretter vises resultater fra effektstudien, altså i hvilke områder vi kan forvente å finne 1/1000 av behandlingskonsentrasjon i 2 timer eller mer (forhold som i laboratoriet er vist å gi økt dødelighet/sub-letale effekter).

3.4.1 Sammenligning miljøkonsentrasjoner med NEC

Fargede områder på kartene under viser områder som har en sannsynlighet for å påvirkes. Et enkelt utslipp vil ikke påvirke alle de fargede områdene, det vil være avhengig av vind og vær (se kapittel 2.4).

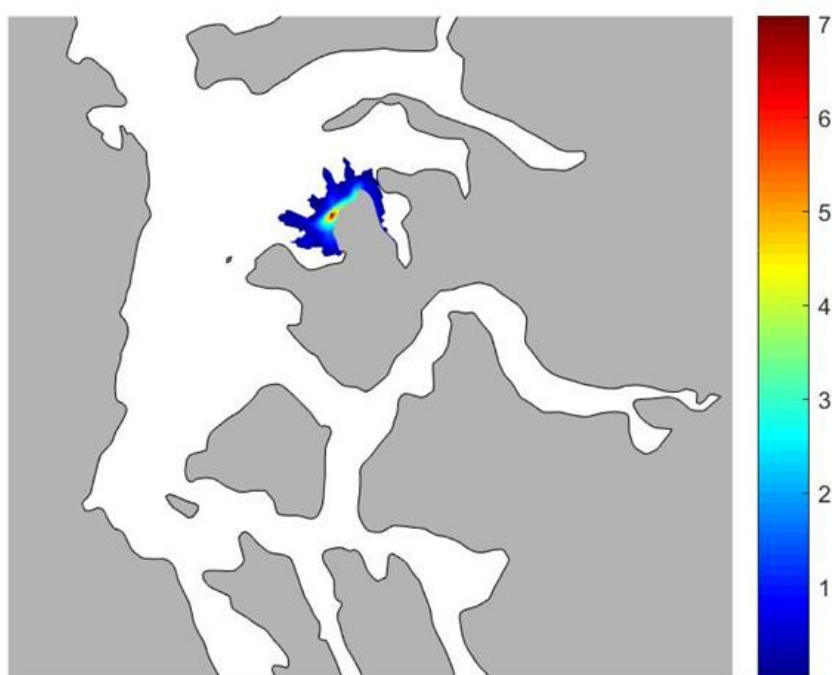
Deltametrin

Behandlingskonsentrasjon for deltametrin (AlphaMax) er: 2 ng/L.

Grenseverdi (NEC) for deltametrin (AlphaMax) for hummerlarver stadiet III (*Homarus americanus*): 0,03 ng/l.

Grenseverdi (NEC) for deltametrin (AlphaMax) for hummerlarver stadiet IV (*Homarus americanus*): 1 ng/l.

Figur 3 viser i hvor lang tid kalkulert NEC-verdi for hummerlarver, stadiet III, kan overskrides i ulike områder etter et utslipp fra Bergkråa.

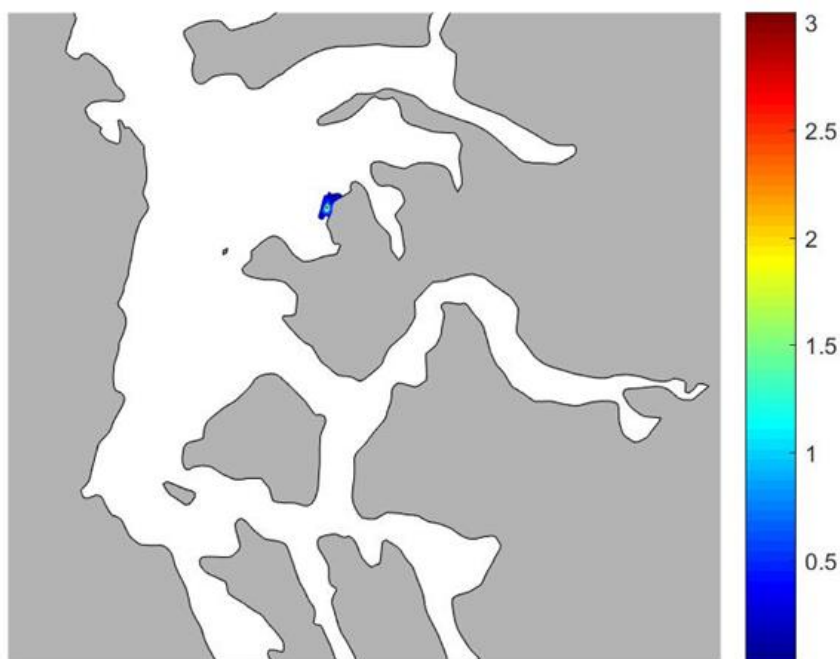


Figur 3. Område hvor konsentrasjonen av deltametrin kan overskride NEC i miljøet (NEC basert på hummerlarver stadiet III) etter et utslipp fra Bergkråa. Fargeskala viser antall timer med overskridelser.

Hydrogenperoksid:

Behandlingskonsentrasjon for hydrogenperoksid (Paramove) er: 1600 mg/l.

Grenseverdi (NEC): Det finnes ikke tilstrekkelig data for å kalkulere grenseverdi for hummer for hydrogenperoksid. Vi benytter derfor qLC_{50} -verdi estimert for hummerlarver stadiet I: 163 mg/L (basert på 1 times eksponering). Merk at denne verdien er basert på kun en times observasjon, og forsinkede effekter er ikke tatt med i studien. Forsøk har vist at hummerlarver som overlever behandlingsperioden på 1 time, dør etter at de har blitt flyttet over i rent vann (Ann-Lisbeth Agnalt pers. medd.). Studiene fra Havforskningsinstituttet viste at den akutte dødeligheten på europeisk hummerlarver (stadium I og II; av totalt IV – alle stadiene er pelagisk) er lav etter 1 times eksponering, og er sammenlignbar med akutt dødelighet hos amerikanske hummerlarver (Burridge et al. 2014); som er den verdien vi har tatt utgangspunkt i. Studiene fra Havforskningsinstituttet viser imidlertid en høy dødelighet hos hummerlarvene i observasjonsperioden på 72 timer etter endt behandling på en time. Område for mulig påvirkning basert på qLC_{50} -verdien vi har brukt her, vil derfor gi en underestimert effekt, da den ikke tar høyde for forsinkede effekter (Figur 4). Nye LC_{50} -verdier for hummerlarver vil snart være tilgjengelig (Ann-Lisbeth Agnalt, Havforskningsinstituttet, pers. medd.).



Figur 4. Områder der hydrogenperoksidkonsentrasjoner i miljøet kan overskride qLC_{50} (kalkulert for hummerlarver) etter et utslipp fra Bergkråa. Fargeskala viser antall timer med overskridelser. Merk at risiko her er underestimert da forsinkede effekter på hummerlarver eksponert for hydrogenperoksid er dokumentert, men ikke inkludert.

Cypermethrin

Den anbefalte behandlingsdosen for cypermethrin er 15 $\mu\text{g/L}$.

Grenseverdi (NEC) for cypermethrin for voksen hummer: 1,6 $\mu\text{g/l}$.

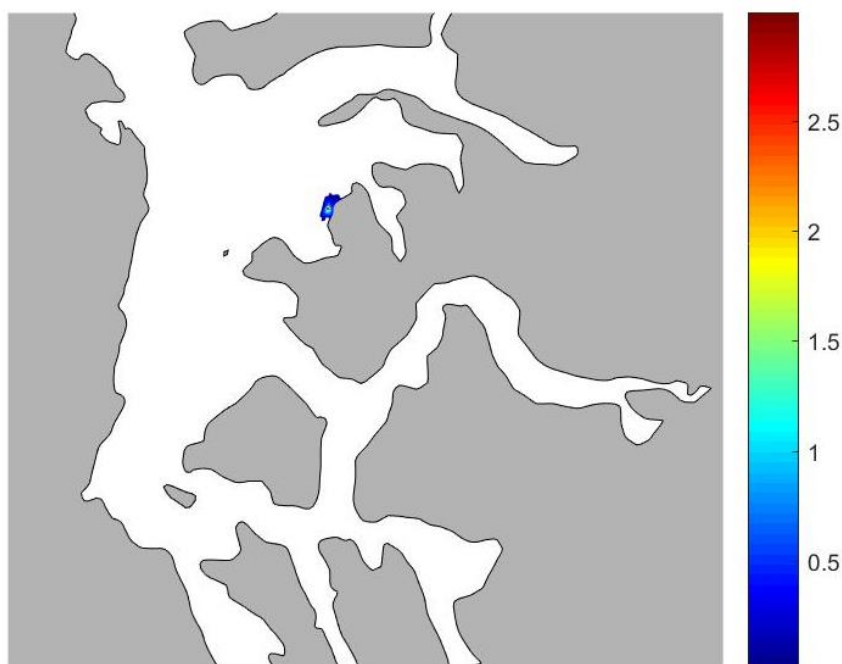
Andre relevante studier: *Estimat av akutt LC_{50} for cypermethrin for ulike stadier av hummer. Tall fra Burridge og Van Geest (2014).*

LC_{50} hummerlarver stadiet II-eksponert 5 minutter: 0,66-1,69 $\mu\text{g/L}$.

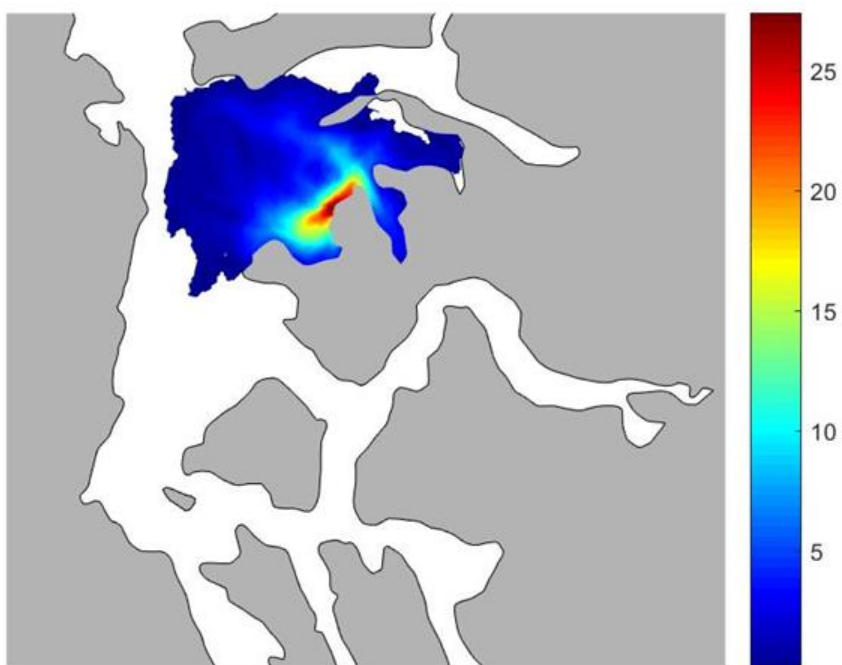
LC_{50} hummerlarver stadiet II-eksponert 12 timer: 0,058-0,365 $\mu\text{g/L}$.

LC_{50} hummerlarver stadiet II-eksponert 24 timer: 0,14 $\mu\text{g/L}$.

Figur 5 og Figur 6 viser områder hvor modellen viser at konsentrasjonen av cypermetrin kan overskride henholdsvis NEC for voksen hummer og qLC_{50} for hummerlarver stadie II etter et utslipp fra Bergkråa.



Figur 5. Område der konsentrasjonen av cypermetrin kan overskride NEC i miljøet etter et utslipp fra Bergkråa (NEC basert på voksen hummer). Fargeskala viser antall timer med overskridelser.



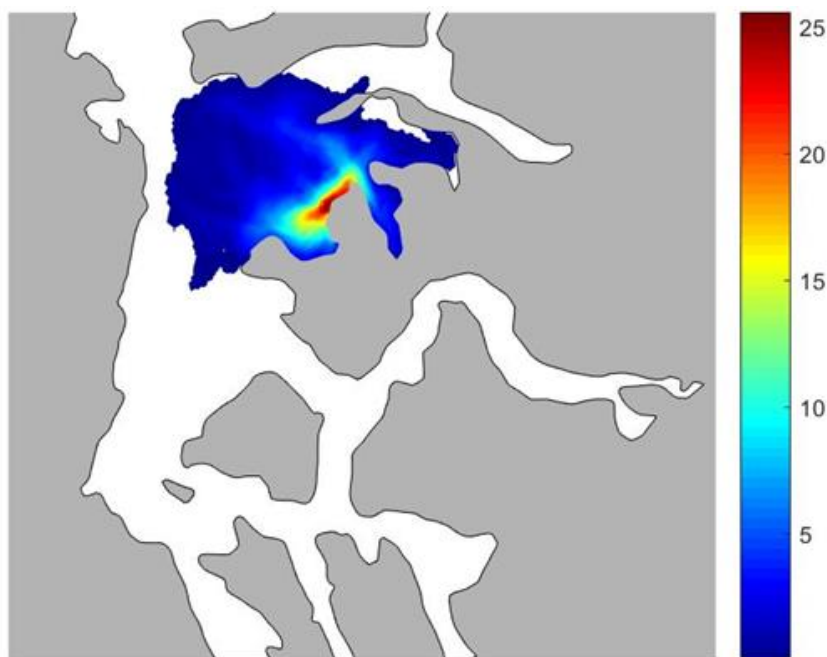
Figur 6. Område der konsentrasjonen av cypermetrin kan overskride qLC_{50} (kalkulert for hummerlarver stadie II) i miljøet etter et utslipp fra Bergkråa. Fargeskala viser antall timer med overskridelser.

Azametifos:

Behandlingskonsentrasjon: Azametifos brukes som bademiddel i en konsentrasjon på 100 µg/l.

Det finnes ikke tilstrekkelig data for å kalkulere grenseverdi for hummer for azametifos. qLC_{50} -verdi estimert for hummerlarver: 0,05 µg/L.

Figur 7 viser området hvor modellen viser at konsentrasjoner av azametifos kan overskride denne qLC_{50} -verdi estimert for hummerlarver ved et utslipp fra Bergkråa.



Figur 7. Område der konsentrasjonen av azametifos i miljøet kan overskride qLC_{50} (kalkulert for hummerlarver) etter et utslipp fra Bergkråa. Fargeskala viser antall timer med overskridelser.

3.4.2 Sammenligning miljøkonsentrasjoner med Effektstudie

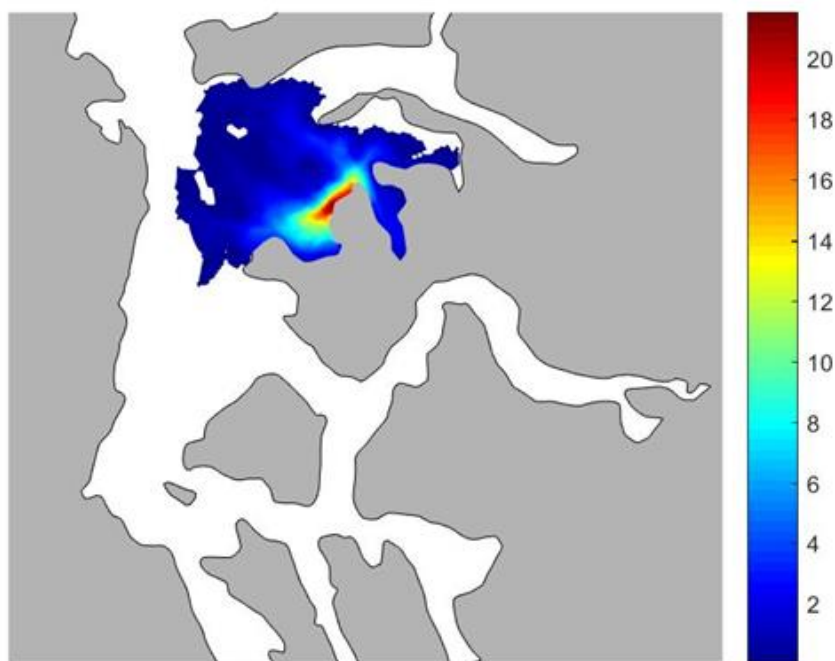
I studien fra Beckmann 2017 ble reker eksponert til lave konsentrasjoner (1/1000 fortennet behandlingskonsentrasjoner) over en kort tidsperiode (puls på 2 timer). Denne studien er høyst relevant da den ser på lave konsentrasjoner over kort tid, dvs. en eksponering som anses som relevant i akvakultursammenheng. Beckmann (2017) viste at eksponering til 1/1000 av behandlingsdosen i to timer førte til økt dødelighet for rekelarver (og voksne ved hydrogenperoksid), både for deltametrin, cypermetrin, og hydrogenperoksid. For azametifos ble det observert sub-letale effekter. Ingen dødelighet ble observert i kontroll eller ved 10 000 ganger fortennet behandlings-konsentrasjon (Beckmann 2017).

Fargede områder på kartet viser områder som har en sannsynlighet for å påvirkes. Et enkelt utslipp vil ikke påvirke alle de fargede områdene, det vil være avhengig av vind og vær (se kapittel 2.4). For å synliggjøre områder hvor effekter kan oppstå (sub-letale og økt dødelighet) presenteres et kart hvor områder hvor konsentrasjoner > 1000 ganger utgangskonsentrasjon kan oppstå (Figur 8). For et sporstoff som spres passivt med vannet vil området for med konsentrasjoner over en viss fortenning være uavhengig av utgangskonsentrasjonen. Fordi nedbrytningsraten av de aktuelle stoffene i dette arbeidet er ubetydelig i forhold til blanding, så

kan alle lusemidlene behandles likt. Kartet som viser utbredelsen av behandlingskonsentrasjon ved tusen ganger fortynning gjelder derfor for alle stoffene uavhengig av utgangskonsentrasjon (absolutt konsentrasjon vil imidlertid selvfølgelig være avhengig av utgangskonsentrasjon).

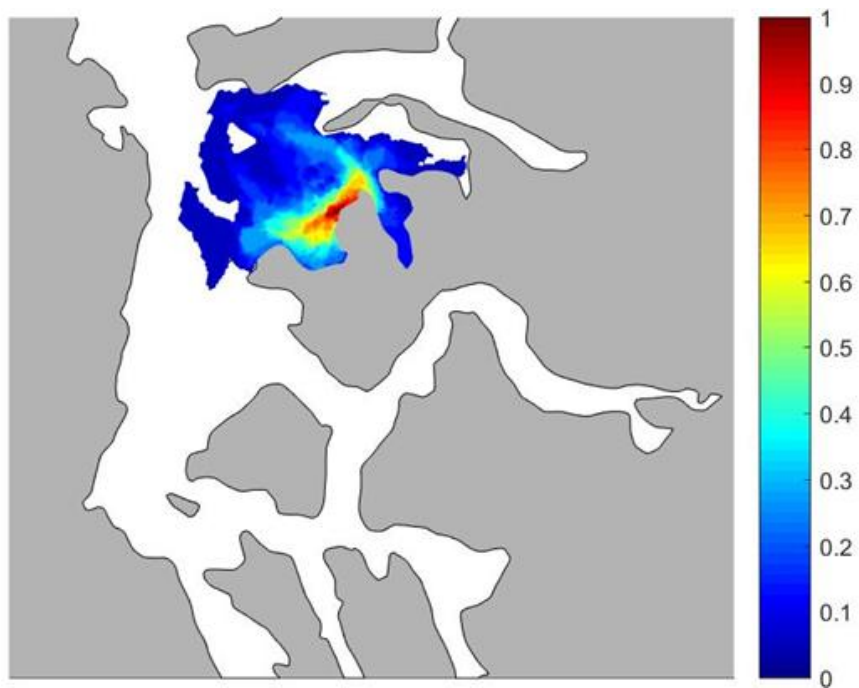
De fargede områdene på kartet i Figur 8 er områder der vi kan forvente økt dødelighet etter eksponering til en enkelt behandlingsdose av hydrogenperoksid, deltametrin, eller cypermetrin. Dette gjelder for de områdene som er eksponert i to timer eller mer, dvs i de mørkeblå områdene der eksponeringen er mindre enn to timer, vet vi ikke om dødelighet vil oppstå. Effektstudien viser økt dødelighet ved eksponering til en to timers puls med 1000 ganger fortynnet utgangskonsentrasjon. Vi har ikke data for eksponering under to timer. Kartet viser at det vil være områder som kan eksponeres i mer enn to timer, i over 20 timer i nærheten av anlegget.

For azametifos viser kartet områder der vi forventer sub-letale effekter, da ingen økt dødelighet ble observert for reker (voksne og larver) ved 1000 gangers fortynning. Dette indikerer relativ lav toksisitet for azametifos for voksne reker, men sub-letale effekter på larver eksponert til 1000 ganger fortynnet konsentrasjon ble observert (Beckmann 2017). Eksponering i mer enn to timer kan føre til økte effekter, men dette vil ikke alltid være tilfelle. Kartet viser at det vil være områder som kan eksponeres i mer enn to timer, opptil over 20 timer i nærheten av anlegget.



Figur 8. Antall timer med konsentrasjoner over 1000 ganger fortynnet behandlings-konsentrasjon. Fargede områder viser områder som kan assosieres med økt dødelighet for larver ved eksponering for både deltametrin og hydrogenperoksid. For azametifos er dette områder som kan gi sub-letale effekter. Fargeskala viser antall timer med overskridelser. Effekt gjelder for alle stoffer ved to timers eksponering eller mer.

Figur 9 viser sannsynligheten for eksponering til opp til 1/1000 av behandlings konsentrasjon, dvs. sannsynlighet for effekt (økt dødelighet), i de ulike områdene etter to timers eksponering. Dette gjelder for hydrogenperoksid og deltametrin. For azametifos viser det områder med sannsynlighet for sub-letale effekter etter to timers eksponering.



Figur 9. Sannsynlighet for 2 timer med konsentrasjoner over 1000 ganger fortytning.

4 Sammenfattende diskusjon

4.1 Generelt om metodikk

Mange studier dokumenterer at lusemidler er toksisk for krepsdyr, også i lave konsentrasjoner og ved korttidseksponering. Det finnes imidlertid få undersøkelser av effekter på non-target organismer i felt. Dette medfører at risikovurderinger i dag i stor grad må baseres på resultater fra økotoksikologiske laboratorieeksperimenter. Sammenfatning av økotoksikologiske data med resultater fra modellering av konsentrasjoner i miljøet (slik som gjennomført i dette prosjektet), er for øvrig en velprøvd og anerkjent metodikk som pekes ut som en anbefalt metode for miljørisikovurdering i EC (2003).

Feltundersøkelser er krevende, og kan være vanskelig å avkrefte/bekreftes sammenhenger. I Norge har det blitt observert død hummer dagen etter avlusning med deltametrin og azametifos, og det har blitt innmeldt flere tilfeller av massedød av krepsdyr som sammenfaller med at det har blitt brukt lusemidler kort tid i forkant av observasjonene (Fiskarlaget pers med.). Sammenheng er pr. i dag ikke bekreftet gjennom vitenskapelige studier.

Laboratorieeksperimenter viser at deltametrin er betydelig mer toksisk for non-target organismer enn azametifos, og av de studerte artene er det vist at larver av amerikansk hummer er spesielt sensitive. Et pågående studie på reker som gjennomføres av Akvaplan-niva med hydrogenperoksid, azametifos, og deltametrin viser at eksponering til lave konsentrasjoner av deltametrin (1/500) av 150 % dose førte til svært høy dødelighet etter en puls på 2 timer. Havforskningsinstituttet skriver at løsningen som slippes ut må fortynnes mer for å miste effekten (høyere fortynningsfaktorer) sammenlignet med en løsning med azametiphos (Havforskningsinstituttet 2018).

Akutte toksisitetstester er ofte utgangspunkt for risikovurderinger. Når akutte toksisitetstester gjennomføres, er det ikke alltid at forsinkede effekter tas med i beregningene, og man ender da opp med en underestimert effekt (høyere LC₅₀-verdi en reelt). En studie fra Macken et al. (2015) viste at standard toksisitetstesting med kopepoder viste liten akutt dødelighet på mg/L nivå (for flubenzuroner), mens nye tester viste at relevante miljøkonsentrasjoner (nanogram per liter) førte til død på et senere tidspunkt. Slike effekter fanges normalt ikke opp ved klassisk akutte toksisitetstester som innebærer korttidseksponering i laboratoriet (f.eks. 1, 24 eller 96 timers eksponering). Nyere studier viser at det er viktig å ta i betraktning sub-letale og forsinkede effekter når risiko skal vurderes basert på standard akutte toksisitetstester. Resultater fra et prosjekt på hummerlarver og hydrogenperoksid viser at hummerlarver viser forsinket effekt, dvs. at de hummerlarvene som overlever til slutten av eksperimentet dør etter at de er overflyttet til rent vann (resultater fra Havforskningsinstituttet). LC₅₀-verdiene fra denne studien (som vil inkludere forsinkede effekter) er imidlertid ikke klare. I våre kalkuleringer har vi brukt LC₅₀-verdier for et studie der hummerlaver ble eksponert i en time, og forsinkede effekter ble ikke inkludert i denne studien. Dette fører til en underestimert risiko.

Det er vist at lave konsentrasjoner av hydrogenperoksid (1 mg/L) under visse omstendigheter kan bli værende i 10 timer eller mer ute i miljøet (Drivdal pers med.). Det er derfor viktig å undersøke også hva eksponering til lave konsentrasjoner over lengre tid kan føre til. Brokke (2015) viste at strandreke og tangmyside overlevde og virket upåvirket etter eksponering for hydrogenperoksid i en time, men resultatene viste også at selv lave doser hydrogenperoksid for en lengre periode kan påvirke artene. Hun konkluderte med at det for hydrogenperoksid er viktig å ikke bare teste for korttidseksponering, men også for en lengre tidsperiode til lave

konsentrasjoner. Eksponering i tolv timer til lave hydrogenperoksid konsentrasjoner førte til økt dødelighet på strandreke og tangmysid (Brokke 2015). Få timers eksponering for tusen ganger fortynnet behandlingsløsning av hydrogenperoksid (1,6 mg/L) førte til økt dødelighet av voksne reker. Andre studier med lengre eksponeringstid har vist at LC₅₀-verdier for lusemidler nødvendigvis ikke er avhengig av hvor lenge dyrene eksponeres. For eksempel har BurrIDGE og Van Geest (2014) gjennomført forsøk med deltametrin ved eksponeringstid som ansees relevant i akvakultursammenheng (1 til 24 timers eksponering og deretter rent vann). Kort oppsummert viste resultatene at LC₅₀-verdi for voksen hummer etter 10 dagers eksponering var i samme størrelsesorden som LC₅₀-verdiene for 1 og 24 timers eksponering. Forfatterne indikerer derfor at deltametrin virker raskt ved lave konsentrasjoner, og at effekter kan vedvare over tid (BurrIDGE og Van Geest, 2014). I Refseth et al. (2016 b) ble det vist at hydrogenperoksid virker raskt på enkelte dyrearter (krepsdyr), mens andre brukte lengre tid til å respondere (dødelighet).

I felt vil det også variere hvor lang tid et kjemikalie vil befinne seg i miljøet. For eksempel, er det vist at hydrogenperoksid fortynnes raskt ved en strømsterk lokalitet, men at det fortynnes langsommere om utslippet gjøres fra en strømsvak lokalitet (Refseth et al. 2016b). Studier utført med lengre tids eksponering kan derfor også være relevant i akvakultursammenheng.

4.2 Risikovurdering for utslipp fra Bergkråa

Når modellerte konsentrasjoner av lusemidler i miljøet sammenlignes med antatt viktige områder for hummer i Tysfjord er det tydelig at potensielt skadelige konsentrasjoner kan oppstå både ved Haukøygrunnen/i Høukøyfjorden, samt i noen tilfeller i Fuglefjorden og Tømmeråsfjorden.

Haukøygrunnen/Haukøyfjorden er viktige område for reproduksjon og rekruttering av hummerbestanden. Modellresultatene som predikerer konsentrasjoner av de ulike kjemikaliene i miljøet indikerer at konsentrasjoner som overskrider NEC-verdier (alternativt qLC₅₀-verdi) (tidsuavhengig) og/eller konsentrasjoner som over tid er assosiert med effekt kan forekomme på disse viktige hummer-lokalitetene etter utslipp fra Bergkråa. Dette betyr at det kan være økt risiko for dødelighet av hummerlarver. Voksne individ vil generelt være mer robust enn hummerlarver, noe som fremkommer ved sammenligning av Figur 5 og Figur 6. Om tidlige livsstadier blir påvirket i Haukøyfjord (slik som våre resultater viser), kan dette også få konsekvenser for rekruttering til de tre nærliggende fjordarmene (Stefjord, Tømmeråsfjord og Fuglefjord) og potensielt påvirke hummeren som lever der. Hansen (2005) foreslår også at det bløte, grunne området ved Haukøygrunnen kan være medvirkende til at både Stefjord, Tømmeråsfjord og Fuglefjord har så gode hummerplasser.

Det er lite sannsynlig at antatt viktige hummer-områder på vestsiden av Tysfjord, samt i fjordarmene i sør vil eksponeres for konsentrasjoner av lusemidler som assosieres med effekt etter et utslipp fra Bergkråa.

I Refseth et al. (2016a) ble det konkludert med at det knyttes mindre bekymring til voksen hummer (som lever på bunnen), sammenlignet med larvene som lever i vannfasen. Årsaken til dette er lavere sensitivitet hos voksne individer, samt en antagelse om lavere eksponering for bunnlevende voksne sammenlignet med pelagiske larvestadier. Ny informasjon viser imidlertid at selv om hydrogenperoksid i hovedsak spres i de øvre deler av vannsøylen, så vil det synke til bunnen ved gitte betingelser (Refseth et al. 2016b). Synking vil være avhengig av årstid, og det er størst sannsynlighet for synking på vinteren. Hummer kan foreta vandring fra dypet og opp til grunt vann på relativt kort tid, og kan derfor under gitte forhold bli eksponert på bunnen.

Om voksen hummer befinner seg i fargede områder på kartet, kan den derfor under gitte forhold potensielt bli eksponert til skadelige konsentrasjoner.

Hummerlarver befinner seg i vannfasen før de bunnslår, og driver med strømmen. Utformingen av Tysfjord gjør at hummerlarvene sannsynligvis holdes i fjordbassenget i hele den pelagiske fasen (Hansen 2005). Dette, i kombinasjon med at hummerlarver er meget sensitive overfor lusemidler, gjør at en avlusning i tidsintervallet der man kan forvente å finne hummerlarver kan være uheldig. Det finnes lite informasjon om økologien til hummerlarver i Tysfjord, men en studie rapporterer om at det kan være hummerlarver her i perioden juni-august. Vi har også fått opplysninger om at klekking foregår i juli-august, og larvestadiet varer 2-6 uker, avhengig av temperaturen (Ann-Lisbeth Agnalt, Havforskningsinstituttet, pers. medd.). I perioden juni/juli-september mener vi derfor at avlusning med bruk av kjemikalier bør unngås, gitt hummerlavens sensitivitet.

Hunnhummer har også vist seg å være mer sårbar for lusemidler (azametifos) på sommeren sammenlignet med resten av året (Burrige et al. 2005). Parring foregår på sommeren, rett etter hunnens skallskifte, og hunner kan på dette tidspunktet være mer utsatte enn hanner. Avlusning om sommeren vil kunne være uheldig med tanke på hummerens reproduksjon og kan virke mot en målsetning om å øke rekruttering for å bevare hummerstammen.

I dette prosjektet brukes resultater både fra økotoksmodelleringer og oseanografiske modelleringer til risikovurdering. Det er viktig å være klar over at modelleringene utgjør forenklete resultater i forhold til den virkelige verden, og at det vil være stor variasjon i økotoksikologiske resultater, avhengig av en rekke faktorer (hvordan data har blitt fremskaffet, tid på året, reproduktiv status, livsstadie, fettreserver i dyr osv.). Andre utfall enn det som er modellert kan derfor være det reelle utfallet.

5 Konklusjon

Tysfjord har en hummerstamme som skiller seg genetisk fra andre hummerstammer, og hummerbestandene i Norge er på et historisk lavmål. Laboratorietester har vist at krepsdyr er svært følsomme for flere av kjemikaliene brukt som medisinfor og i badebehandlinger mot lakselus. Hummer er rapportert som den mest sensitive arten overfor samtlige lusemidler som brukes som bademidler. Laboratiestudier viser at hummer kan bli påvirket ved lave konsentrasjoner, også ved korttidseksponering. Noen kjemikalier brukt som medisin mot lakselus er giftige i så lave konsentrasjoner at de ikke kan måles i krepsdyr som beviselig har blitt drept av kjemikaliene. Det er pr. i dag ikke utviklet sensitive nok analysemetoder for å kunne detektere lusemidlene i dyrene. Grunnet hummerens sensitivitet til lusemidler, i kombinasjon med at Tysfjord har en egen hummerbestand, samt at hummerbestandene i Norge er på et historisk lavmål, mener vi det bør vises stor varsomhet ved bruk av lusemidler i Tysfjord. Andre ikke-medikamentelle metoder bør vurderes om mulig.

Larver er spesielt sensitive og de driver med havstrømmen, og kan derfor befinne seg på mange steder i Tysfjord-bassenget i sommersesongen (juni/juli-september). Hunnhummer er også ekstra sårbar i sommerhalvåret. Avlusning med bruk av kjemikalier i denne perioden kan være ekstra uheldig, og bør unngås.

Gitt de ulike begrensningene og forutsetningene i dette prosjektet har vi fått følgende resultat fra våre modelleringer:

Generelt viser våre analyser at det etter et utslipp fra Bergkråa høyst sannsynlig kan forekomme konsentrasjoner i miljøet som overskrider NEC (alternativt qLC_{50} -verdi) for hummer og/eller konsentrasjoner som kan gi økt dødelighet ved korttidseksponering til lave doser (2 timers eksponering til 1/1000 av behandlings konsentrasjon). Skadelige konsentrasjoner kan nå Haukøyfjorden, som er forslått som viktig område for hummer-rekruttering. Dette gjelder for alle lusemidlene som har inngått i prosjektet (cypermethrin, deltametrin, hydrogenperoksid og azametifos). Potensielt skadelige konsentrasjoner kan også nå Fuglfjord og Tømmeråsfjorden, som også er viktige hummer-lokaliteter. I andre antatt viktige hummer-områder rundt Hulløy, Tysfjordens vestsida, samt fjordarmene der er risiko for skade lav.

Kart basert på effekstudiet med lave konsentrasjoner over tid viser en større utbredelse av skadelige konsentrasjoner enn de som er basert på NEC. Dette kan skyldes at forsinkede effekter er medregnet i effekt studiet, men ikke i NEC-studiene.

Basert på resultat fra våre analyser som viser at det kan oppstå konsentrasjoner i miljøet som assosieres med risiko for økt dødelighet etter utslipp, samt informasjon hentet fra litteraturen foreslår vi følgende:

Deltametrin har høy toksisitet til krepsdyr, og hummerlarver har vist seg å være spesielt sensitive. Pyrethroider (deltametrin og cypermetrin) er blant de mest toksiske insekticider som finnes (Smith og Stratton 1986). Pyrethroider er ikke lenger i bruk i Canada pga. hummerens sensitivitet. Grunnet hummerens høye sensitivitet til pyrethroider, samt at skadelige konsentrasjoner kan nå kjente hummerplasser (ifølge våre analyser), mener vi at pyrethroider generelt ikke bør brukes i Tysfjord.

Deltametrin brytes sakte ned i sediment. Hydrogenperoksid brytes ned til oksygen og vann, og har rundt en ukes halveringstid i sjøvann (varierer noe avhengig av fysiske faktorer). Azametifos har lignende halveringstid som hydrogenperoksid (rundt en ukes halveringstid i sjøvann). Under de samme forhold (korttidseksponering til 1000 ganger fortynnet behandlings

konsentrasjon) viste azametifos seg å ha betydelig lavere effekt enn deltametrin og hydrogenperoksid.

Basert på dette er det generelt mest bekymring tilknyttet deltametrin, etterfulgt av hydrogenperoksid og azametifos. Avlusning på sommeren bør unngås (juni/juli til september) på grunn av tilstedeværelse av sensitive hummerlarver. Økt dødelighet hos hummerlarver i Haukøyfjorden, kan påvirke rekruttering inn til nærliggende fjorder som er viktige hummerplasser.

Konklusjonen fra vår studie (under gitte forhold og forutsetninger) er at det etter et utslipp av både hydrogenperoksid, deltametrin og cypermetrin (enkelt utslipp av et stoff om gangen, både av en enkel behandlingsdose og etter dobbel dose) kan oppstå konsentrasjoner i miljøet som assosieres med effekt på hummer (sub-letale effekter og økt dødelighet) i områdene rundt Bergkråa, det kan også være en økt risiko for effekt i noen av de viktige hummer-områdene spesifisert i Hansen 2005, som Haukøygrunnen/haukøyfjorden, Fuglfjord og Tømmeråsfjord (noe variasjon avhengig av stoff, hvilke studier, livstadier som er blitt brukt osv.). Generelt vil det være høyere risiko for tidlige livsstadier enn voksne. Det er ikke risiko for effekter på de andre viktige hummerområdene spesifisert i Hansen 2005 etter utslipp av lusemidler fra Bergkråa.

Vi gjør oppmerksom på at dette er resultat fra kun et anlegg og utslipp fra kun halve anlegget. Det er utenfor prosjektets tidsmessige og økonomiske rammer å studere total belastning for et område, og ta høyde for at et område kan treffes av flere pulser med ulike kjemikalier fra ulike lokaliteter/anlegg. Det er også utenfor prosjektets rammer å si noe om omfang (hvor mange hummer som potensielt påvirkes) etter et utslipp. Til det kreves bestandsmodellering, og det er ikke en del av våre analyser.

6 Referanser

- Agnalt A.-L., Farestveit E., Gundersen K., Jørstad K.E. og Kristiansen T.S. 2009. Population characteristics of the world's northernmost stocks og European lobster (*Homarus gammarus*) in Tysfjord and Nordfolda, northern Norway. *New Zealand Journal and Marine and Freshwater Research*, Vol. 43: 47-57.
- Bechmann, R. K., Arnberg, M., Westerlund, S., Lyng, E., Berry, M., Bamber, S., Gomiero, A., Keitel-Gröner, F., Agustsson, T., Kringstad, A., Rundberget, J. T., Seear, P., Burrige, L. Upubliserte resultater fra en serie forsøk med *Pandalus borealis* utført i Marinforsk-projektet PestPuls, EU-prosjektet ECOAST og et prosjekt finansiert av Solvay, våren 2017. Resultatene ble presentert av Bechmann på workshopen.
- Brokke, K. E. 2015. Mortality caused by de-licing agents on the non-target organisms chameleon shrimp (*Praunus flexuosus*) and grass prawns (*Palaemon elegans*). MSc thesis. MSc, University of Bergen.
- Bruggeman J. og Bolding K. 2014. A general framework for aquatic biogeochemical models-Environmental Modelling and Software 61:249-265.
- Burrige L.E., Haya K., Page F.H., Waddy, S.L., Zitko, V., and Wade, J. 2000. The lethality of the cypermethrin formulation Excis® to larval and post-larval stages of the American lobster (*Homarus americanus*). *Aquaculture*. 182: 37-47.
- Burrige, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2005. Seasonal lethality of the organophosphate pesticide, azamethiphos to female American lobster (*Homarus americanus*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60: 277-281.
- Burrige, L., J.S. Weis, F. Cabello, J. Pizarro, K. Bostick 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Burrige L.E., and J.L. Van Geest. 2014. A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/002. vi +39 p.
- Carroll, J., and Smit, M. 2011. An integrated modeling framework for decision support in ecosystem-based management: case study Lofoten/Barents Sea." Society of Petroleum Engineers (SPE International). <http://dx.doi.org/10.2118/140431-MS>
- Chen et al. 2003. An Unstructured Grid, Finite-Volume, Three-Dimensional, Primitive Equations Ocean Model: Application to Coastal Ocean and Estuaries. American Meteorological Society. 159-186.
- Nodland, E. Artikkel skrevet på bakgrunn av informasjon fra HI, data fra Samuelsen *et al.* ilaks, 2. januar 2017. Dødelig dose med lusemidler kunne ikke spores hos krepsdyr. <http://ilaks.no/dodelig-dose-med-lusemidler-kunne-ikke-spores-hos-krepsdyr/>
- Ernst, W., Jackman, P., Doe, K., Page, F., Julien, G., Mackay, K., Sutherland, T. 2001. Dispersion and toxicity to non-target aquatic organisms of pesticides used to treat sea lice on salmon in net pen enclosures. *Mar Poll. Bull* 42:433-444.
- European Commission (EC) 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances commission regulation (EC) no 1488/94 on risk assessment for existing substances directive 98/8/EC of the European parliament and of the council concerning the placing of biocidal products on the market. Technical report EUR 20418 EN/2, European commission joint research centre, Ispra, Italy.
- Escobar, L. 2016. The effects of an anti-sea lice chemotherapeutant, hydrogen peroxide, on mortality, escape response and oxygen consumption of *Calanus* spp. Master thesis. Universite Pierre et Marie Curie and the Institute of Marine Research, Norway.

- Hansen B. I. 2005. Hummeren i Tysfjord-undersøkelse av Tysfjordens egnethet med tanke på havbeite og oppdrett av verdens nordligste hummer. Nordlandsforskning (NF) rapport nr. 8. 2005.
- Havforskningsinstituttet. 2016. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og havet, særnummer 2-2016.
- Jager T., Albert C., Preuss T.G. og Ashauer R. 2011. General unified threshold model of survival-toxicokinetic-toxicodynamic framework for ecotoxicology. Environ. Sci. Technol. 2011. 45: 2529-40.
- Johnsen S., Frost T.K., Hjelsvold M. og Utvik T.I.R. 2000. The environmental impact factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management, and regulation. SPE paper no. 61178, Stavanger 2000.
- Kleiven, A.R., E. Moland, T. K. Sjørdalen, S.H. Espeland og G.I. van der Meeren 2017. Evaluering av effekten av forvaltningstiltak på hummer og forslag til tiltak (www.imr.no ISSN 1893-4536 (online)). Rapport fra Havforskningen. Nr. 15 2017.
- Kooijman S.A.L.M. 1987. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species. Water Research 21, 269e276.
- Langford, K.H., Øxenvad, S., Schøyen, M., Thomas, K.V., 2014. Do antiparasitic medicines used in aquaculture pose a risk to the Norwegian aquatic environment? Environ. Sci. Technol. 48, 7774–7780.
- Macken, A., Lillicrap, A., Langford, K., 2015. Benzoylurea pesticides used as veterinary medicines in aquaculture: risks and developmental effects on non-target crustaceans. Environ. Toxicol. Chem. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.2920>.
- Refseth, G. H., Nøst, O. A., Augustine, S., Sæther, K. 2016 a. Risikovurdering ved bruk av lusemidler - hummer i Tysfjord. Akvaplan-niva AS Rapport: 8179
- Refseth, G. H., Sæther, K., Drivdal, M., Nøst, O. A., Augustine, S., Camus, L., Tassara, L., Agnalt, A.-L., Samuelsen, O. B. 2016b. Miljørisiko ved bruk av hydrogenperoksid. Økotoksikologisk vurdering og grenseverdi for effekt. Akvaplan-niva AS Rapport: 8200 – 1. 56 sider.
- Remen, M. & Sæther, K 2018. Medikamentbruk for kontroll av lakselus. Sluttrapport for FHF prosjekt nr. 901463 (www.fhf.no).
- Samuelsen, O.B., Lunestad, B.T., Farestveit, E., Grefsrud, E.S., Hannisdal, R., Holmelid, B., Tjensvoll, T., Agnalt, A., 2014. Mortality and deformities in European lobster (*Homarus gammarus*) juveniles exposed to the anti-parasitic drug teflubenzuron. Aquatic toxicology 149: 8-15.
- Smith, T.M. and G.W. Stratton. 1986. Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. Res. Rev. 97:93-120.