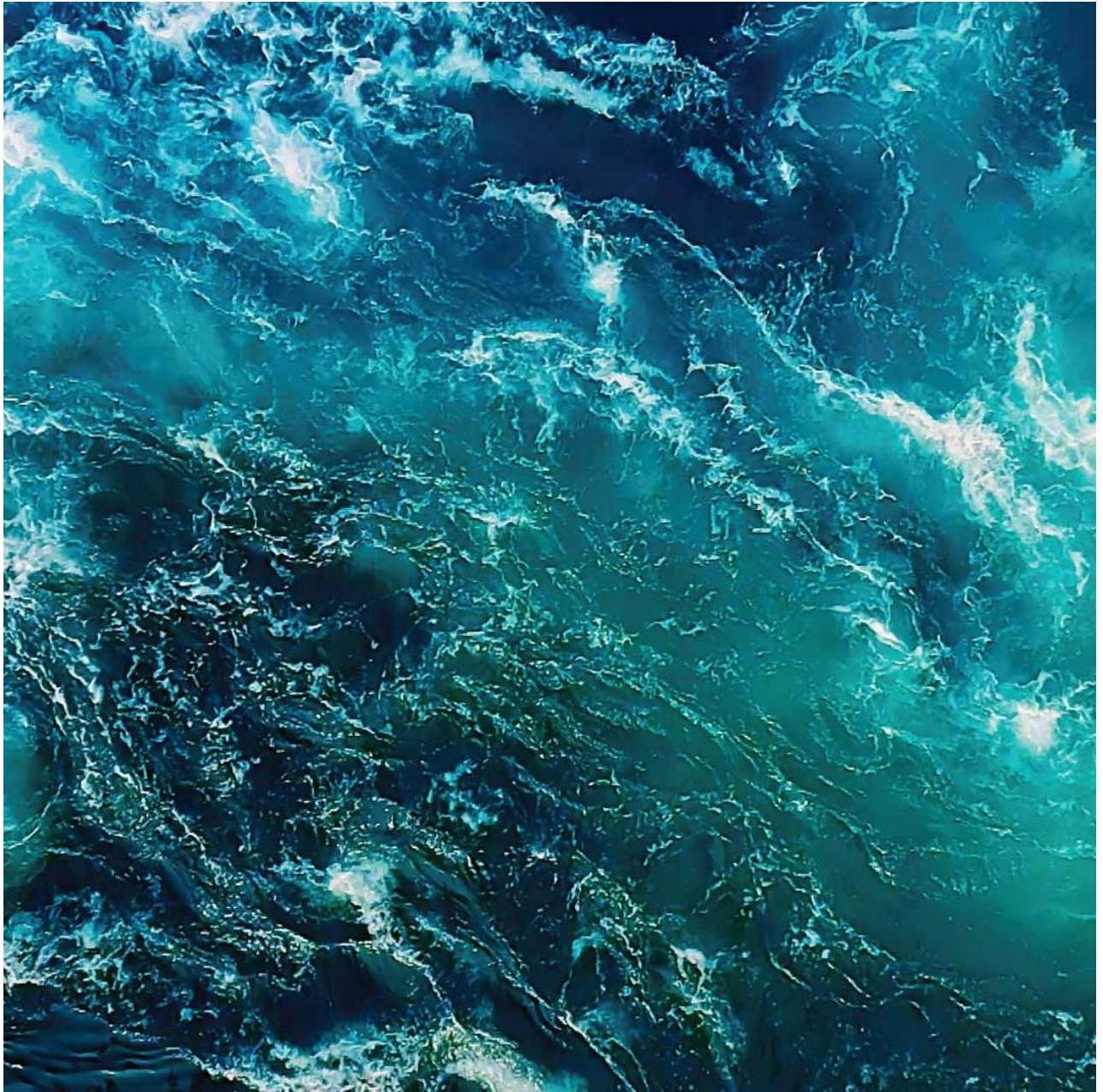


FHF 901691 - Nye medikamentelle kontrolltiltak mot lakselus

Akvaplan-niva AS Rapport: 2023 62841.01



FHF 901691 - Nye medikamentelle kontrolltiltak mot lakselus

Forfatter(e)	Kjetil Sagerup, Gro Harlaug Refseth, Magnus Drivdal, Ian Allan, Maj Arnberg, Samantha E. Martins, Eli Børve, Roger Raanti, Pernilla Carlsson
Dato	03.05.2023
Rapport nr.	2023 62841.01
Antall sider	51
Distribusjon	Offentlig
Kunde	FHF AS - Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering AS
Kontaktperson	Kjell Maroni

Sammendrag

I dette prosjektet benyttes en tverrfaglig tilnærming for å undersøke om en ny tildelingsmetode for orale fôrlegemidler medfører redusert miljørisiko sammenlignet med tradisjonell tildelingsmetode. En storskala feltundersøkelse ble gjennomført for å måle konsentrasjoner av fôrlegemiddelet emamektin bensoat (EMB) i sediment og vann, og en spredningsmodell ble brukt til å modellere konsentrasjoner av EMB i miljøet rundt merd. En litteraturstudie ble også gjennomført for å fastsette sårbarheten for ulike marine arter og hele biologiske samfunn for ulike fôrlegemidler. Til slutt ble resultatene fra både økotoksikologi, oseanografisk modellering og feltundersøkelser sammenfattet i en endelig miljørisikovurdering. Resultatene viste at det er en miljørisiko forbundet med bruk av EMB. Den nye tildelingsmetoden for fôrlegemidler medfører imidlertid en redusert miljøbelastning sammenlignet med tradisjonell tildelingsmetode.

Godkjenninger



Prosjektleder



Kvalitetskontroll rapport

Innholdsfortegnelse

1	INNLEDNING.....	4
2	METODE.....	6
2.1	Økotoks	6
2.2	Modellering	7
2.2.1	Hydrodynamisk modell	7
2.2.2	Validering av hydrodynamisk modell.....	8
2.2.3	Sedimenteringsmodellering og inngangsdata	13
2.2.4	Emamektin bensoat (EMB) som sporstoff i modellen	15
2.3	Feltundersøkelse	16
2.3.1	Passive prøvetakere og vannprøver.....	16
2.3.2	Sedimentasjon	17
2.3.3	Kjemiske eksperimenter og analyser	17
2.4	Databehandling.....	17
3	RESULTAT OG DISKUSJON.....	18
3.1	Økotoks	18
3.1.1	Emamektin bensoat (EMB).....	19
3.1.2	Imidakloprid	20
3.1.3	Flubenzuroner.....	21
3.1.4	Oppsummering grenseverdier.....	23
3.1.5	Økotoksikologisk database	23
3.2	Modellering	24
3.3	Feltundersøkelse	30
3.3.1	Vannløst EMB	30
3.3.2	EMB i sediment.....	32
4	MILJØRISIKOVURDERING.....	36
5	OPPSUMMERING/KONKLUSJON	40
6	REFERANSER.....	41
7	VEDLEGG	47
7.1	Vedlegg 1. Beskrivelse av økotoksstudier for emamektin bensoate på krepsdyr ..	47
7.2	Vedlegg 2 Beskrivelse av økotoksstudier for imidakloprid på krepsdyr.....	48
7.3	Vedlegg 3. Beskrivelse av økotoksstudier for flubenzuroner på krepsdyr.....	49

1 Innledning

Lus utgjør den største enkeltutfordringen for oppdrettsnæringen i Norge og andre lakseproduserende land. Lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) og skottelus (*Caligus elongatus*) påfører næringen store tap i form av høye behandlingskostnader, tapt produksjon, nedsatt fiskehelse/fiskevelferd og økt dødelighet. Forekomsten av lus må holdes nede i oppdrettsanlegg fordi høy forekomst av lakselus blir vurdert som en alvorlig trussel overfor ville bestander av laksefisk. Manglende kontroll med lusesituasjonen har påvirket omdømmet til næringen, og myndighetene forutsetter bedre kontroll med lakselus i merdene for økt vekst i næringen.

Kontroll av lakselus er krevende. For å bekjempe lakselus brukes det legemidler og alternative ikke-medikamentelle metoder (IMM). For de ulike metodene er det ulike utfordringer knyttet til fiskehelse, fiskevelferd og miljøpåvirkning. Næringen veksler mellom de ulike tiltakene for å unngå at lakselusen utvikler resistens eller tilpasser seg ulike behandlingsmetoder.

I Norge brukes legemidler enten som bademidler eller tilsatt i fôr. Ved avlusning med bademidler behandles laksen i vann tilsatt legemiddelet og behandlingsvannet slippes ut i det marine miljø når behandlingen avsluttes. Badebehandling kan enten gjennomføres i merd eller i brønnbåt. Behandling i brønnbåt krever omfattende håndtering, men kan være nødvendig siden det er forbudt med utslipp av lusebehandlingsvann nær rekefelt og/eller gytefelt (akvakulturdriftsforskriften § 15b). Behandlingsvannet vil kunne påvirke både pelagiske og bentiske arter utenfor merd (Refseth m. fl. 2019). Antall badebehandlinger har blitt redusert i senere tid da det er rapportert om at lusa begynner å bli resistent mot enkelte badebehandlinger, samtidig som det er velferdsutfordringer ved badebehandling i brønnbåt. Ved fôrbehandling vil legemiddelrester kunne spres til havbunn gjennom fôr som ikke blir spist i tillegg til at de spres via avføring fra fisken som også inneholder rester av legemidler. Legemidler vil også kunne spres gjennom urin og slim i vannsøylen. Nøyaktig hvor mye fiskefôr som går til spille under fôring i norske oppdrettsanlegg er veldig vanskelig å si, det er stor variasjon, og det finnes ikke mange referanser på dette. Ifølge Havforskningsinstituttet (HI) er det snakk om åtte prosent (Grefsrud m. fl. 2018). Dette kan medføre at en betydelig andel av vekstfôret og medisinfôret kan havne i sedimentene under og rundt lokaliteten.

En rekke organismer i det marine miljø kan bli eksponert for legemidlene. De legemidlene som brukes i fôr i dag er: flubenzuroner (teflubenzuron og diflubenzuron) og emamektin bensoat (EMB). Legemidler (både nye og tradisjonelle), som viser seg å være effektive til å drepe lakselus, vil også med stor sannsynlighet ha effekt på non-target arter, og spesielt krepsdyr. Effekstudier har vist at legemidler mot lakselus kan gi negative effekter hos non-target organismer som eksponeres for langt lavere konsentrasjoner av legemidlene enn de som brukes i selve lusebehandlingen (Refseth m. fl. 2019, Frantzen m. fl. 2020, Bechmann m. fl. 2019, 2020, Escobar-Lux 2020, Parsons m. fl. 2020, Arnberg 2023). Grunnet miljørisiko ved bruk av legemidler og velferdsmessige utfordringer ved bruk av ikke-medikamentelle metoder (Gismervik m. fl. 2019) er det et stort behov for nye metoder for avlusning eller nye metoder å administrere eksisterende legemidler på. Fra næringens perspektiv er legemidler tilsatt i fôr å foretrekke fordi denne tilførselsveien ikke krever håndtering av fisken. Ulempen med oral tilførsel er at fôr som ikke blir spist av fisken blir spredt til miljøet. For å unngå uønskede effekter på miljø, kan nye måter å tildele fôrlegemidlene bidra til å redusere negative miljøkonsekvenser. NorVet AS har et pågående initiativ med en ny tildelingsmetode; pellets med positiv oppdrift. Denne tildelingsmetoden kan brukes på alle fôrlegemidler, både tradisjonelle og eventuelle nye fôrlegemidler. I tillegg til å ha positiv

oppdrift skal fôrpelletsene være mer porøse enn tradisjonelt synkefôr, noe som øker fordøyeligheten og gir bedre fôrfaktor (Welker m. fl. 2018). Fôrpelletsen har også et ytre belegg (coating) som vil hindre oppløsning av pellet og utlekking av medisinerester til vann. Bedre opptak av næringsstoffer og legemiddel fra tarmen med den nye pelleteden kan også føre til mindre tap av legemiddel gjennom avføring (Welker m. fl. 2018). Salmo Pharma AS og NorVet AS samarbeider om et "proof of concept" for et nytt oralt legemiddel, imidakloprid. Dette legemiddelet benyttes i dag i akvatisk miljø som bademiddel i brønnbåt med et rensesystem der behandlingsvann blir renset om bord i brønnbåt før det slippes ut i havet.

Den nye tildelingsmetoden er antatt å medføre mindre miljøbelastning siden målet er å redusere fôrspill og dermed redusere utslipp av fôrlegemidler til miljø. I dette prosjektet har vi gjennomført en miljørisikovurdering av den nye foreslåtte metoden for tildeling av et eksisterende fôrlegemiddel (EMB), og sammenlignet med resultater fra tildeling via tradisjonelt synkefôr. Denne rapporten omhandler de ulike delene av vurderingen (økotoksikologi, modellering, felt, sammenstilling av data) og hvert tema presenteres i egne underkapitler i metode og resultatkapittel. En sammenfatning av alle resultatene fra de ulike delene gjøres i et eget kapittel, endelig miljørisikovurdering.

2 Metode

2.1 Økotoks

Bakgrunnen for litteraturgjennomgangen av økotoksikologiske studier er kunnskapsinnhenting for grenseverdier for miljøeffekter. Disse grenseverdiene er viktige for både oseanografisk modellering og eventuelle risikovurderinger av de ulike kjemikaliene. Dataene er systematisert for ulike veterinærmedisinske produkter (Veterinary Medicinal Products – VMPs) og tilgjengeliggjort for alle gjennom publisering av dataene åpent på Zenodo (zenodo.org/record/7740223). Alle veterinærmedisinske produkter brukt som fôrtilsatte legemidler mot lakselus i Norge er inkludert i litteraturinnsamlingen.

To ulike legemidler skulle testes i forhold til miljøpåvirkning i dette prosjektet, henholdsvis EMB og imidaklopid. Imidaklopid har enda ikke blitt testet som et nytt veterinærlegemiddel på grunn av utfordringer med leveranser gjennom perioden med COVID19. Testene av imidaklopid som et potensielt nytt veterinærlegemiddel tilsatt fôr er derfor utsatt og egen rapport for dette vil foreligge. Storskala test rapportert i denne rapporten er utelukkende gjennomført med EMB som har vært på markedet i Norge lenge.

Artenes følsomhet fastsettes på grunnlag av standard toksisitetstester som gjennomføres i laboratorier hvor konsentrasjon/dose og eksponeringstid kontrolleres. US EPA ECOTOX database for akvatiske toksisitetsdata ble brukt som utgangspunkt for innsamling av økotoksikologiske data for de veterinærmedisinske stoffene (både for enkeltindivider og grenseverdier gjeldende for hele biologiske samfunn). I tillegg ble tradisjonelle litteraturdatabaser (ISI web of Knowledge, Google Scholar, Science Direct og flere) brukt for søk etter vitenskapelige publikasjoner og internettsøk samt biblioteksdatabaser ble brukt for å søke etter rapporter. Databasen fra litteraturgjennomgangen inneholder en oversikt over studerte arter og ulike økotoksikologiske målenheter for følsomhet (se tabell 1 for forkortelser brukt i databasen og i økotokskapittel). Verdiene egner seg som input til oseanografisk modellering og for risikovurdering ved bruk av veterinærmedisinske produkter til avlusning. Databasen med økotoksikologiske verdier er nå publisert på Zenodo og er produsert på en form som tillater oppdatering etter hvert som ny kunnskap produseres. Det var utenfor prosjektets rammer å inkludere alle enkeltstående økotoksverdier for EMB, imidaklopid og flubenzuron.

Tabell 1: Forkortelser brukt i økotokskapittel.

Forkortelse	Betydning (engelsk)	Forklaring
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.
LOEC	Lowest observed effect concentration	Den laveste konsentrasjonen av en 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.
PEC	Predicted environmental concentration	Forventet kjemikaliekonsentrasjon i miljøet.
PNEC	Predicted no effect concentration	Beregnet kjemikaliekonsentrasjon der man ikke forventer effekt.
NEC	No effect concentration	Den konsentrasjonen av en kjemikalie som ikke vil gi effekt.

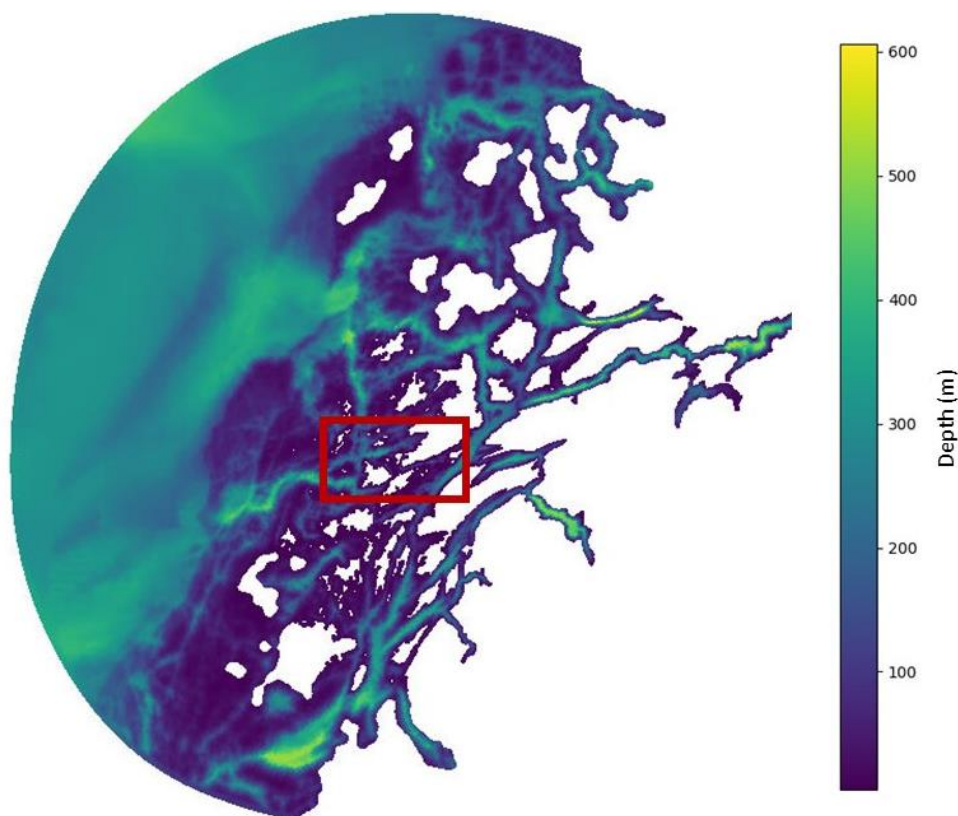
2.2 Modellering

2.2.1 Hydrodynamisk modell

Den hydrodynamiske modellen som er benyttet i denne studien er The Finite Volume Community Ocean Model (FVCOM), utviklet ved Scripps Institution of Oceanography og University of Massachusetts-Dartmouth (Chen m. fl. 2003). Modellen løser Newtons bevegelsesligninger på et ustrukturert gitter, som betyr at detaljgraden i simuleringen kan økes der det er behov for det. For å kunne få et godt bilde av havsirkulasjonen i norske kystområder, som består av et mylder av øyer, trange sund og komplisert topografi, kreves det høyoppløselig havmodellering. I anvendelser av modellen økes gjerne detaljgraden i nærfeltet til oppdrettsanlegg og i områder med kompleks topografi. Dette er viktig fordi oppdrettsanlegg ligger ofte ganske skjermet innover øyer eller inne i fjorder, hvor viktige dynamiske sirkulasjonsprosesser skjer i små skalaer (ti-titalls meter). I dette prosjektet FVCOM benyttet for å bestemme predikerte miljøkonsentrasjoner (PEC) av EMB etter avlusning ved Labukat og Nye Skorpa. FVCOM har tidligere blitt brukt for å modellere PEC konsentrasjoner i forbindelse med avlusning (f.eks. Refseth m. fl. 2019, Arnberg m. fl. 2023).

På rendene til modellområdet er modellen koblet opp mot et større modellområde med grovere oppløsning (såkalt "nøsting"). Modellen er nøstet inn i NorShelf-modellen, drevet operativt av Meteorologisk institutt (Röhrs m. fl. 2018). Hastighetsfeltet til nøstede data blir først de-tided ved å bruke Utide Python-pakken (Codiga 2011) og re-tided ved hjelp av data fra en tidevanns 2D modellsimulering av FVCOM, tvunget av TPXO-9 (Egbert og Erofeeva, 2002).

Modelldomenet brukt i denne studien er vist i Figur 1. Her indikerer det røde rektangelet interesse regionen. Den hydrodynamiske modellen ble kjørt i hele 2021, mens spredningsmodelleringen ble kun kjørt i omtrent to måneder (60 dager), på et tidspunkt da det var fisk i merdene (Tabell 2).



Figur 1: Model domene. Fargene viser batymetri. Det røde rektangelet viser studieområdet.

FVCOM trenger informasjon om omgivelsene. Denne informasjonen kaller vi for inngangsdata. Inngangsdataene gir informasjon om elveavrenning, atmosfære-hav interaksjon (nedbør, vind, stråling) og havsirkulasjon/temperatur/saltholdighet på randen av modellområdet. NVE har delt elveavrenningsdata og Meteorologisk Institutt's åpent tilgjengelige data fra værmodellen AROME er benyttet for å forsyne FVCOM med atmosfæredata. AROME forsyner også yr.no og værmeldingen på NRK med værdata. (NVE; <https://atlas.nve.no>).

2.2.2 Validering av hydrodynamisk modell

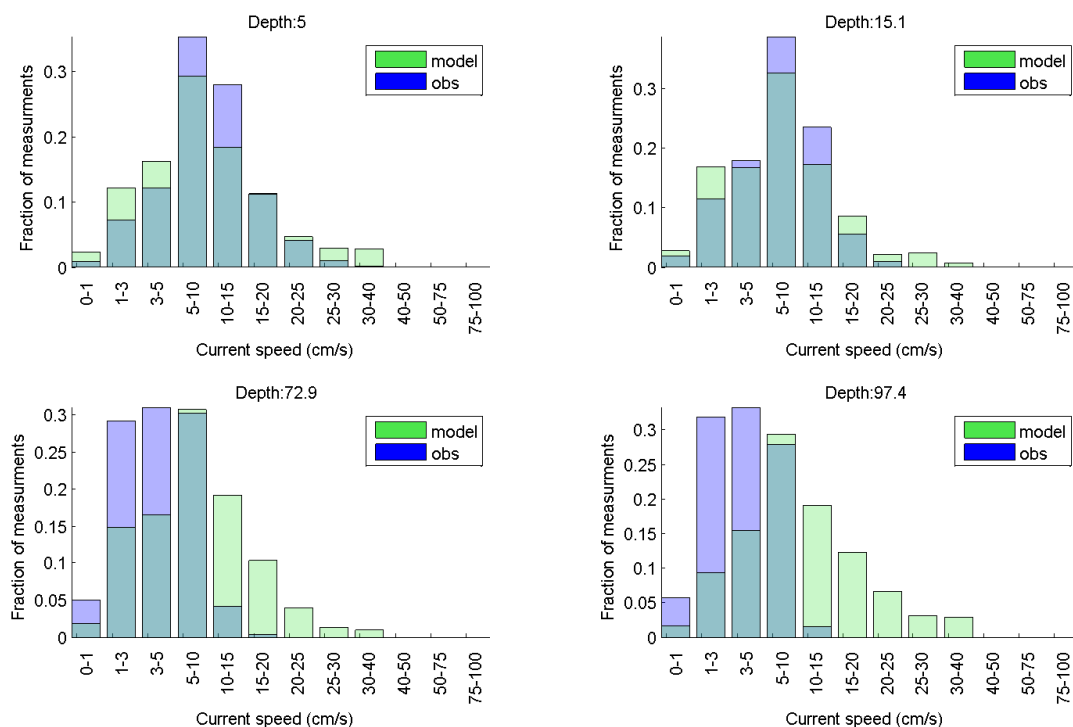
Modellresultatene på de tre stedene som er undersøkt i denne studien er sammenlignet med strømobservasjoner. Merk at observasjonstidspunktet ikke sammenfaller med modelleringstidspunkt, og en perfekt sammenligning kan dermed ikke forventes. Statistikk over gjeldende hastighet og retning for samme sesong blir imidlertid sammenlignet. Dette vil gi et inntrykk av i hvilken grad den modellerte strømmen oppfører seg lik den målte strømmen.

Tabell 2: Oversikt over strømmålinger som ble sammenlignet med data fra den hydrodynamiske modellen.

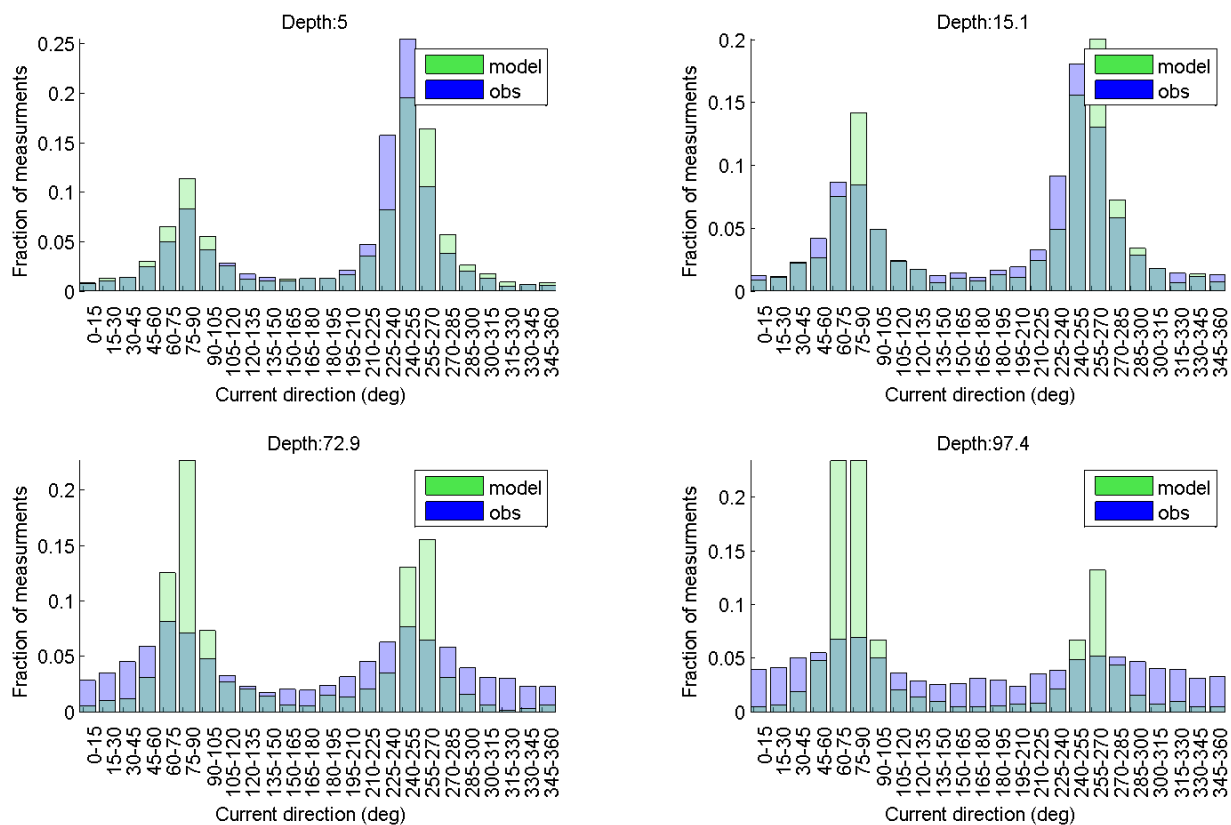
Lokalitet	Tidsperiode	Dybde	Posisjon	Rapport
Labukta V	16.11.2016 - 16.12.2016	5 m, 15 m, 70 m, 100 m	66° 00.795' N 12° 21.034' Ø	Hestnes (2017)
Nye Skorpa	26.09.2011 - 28.10.2011	7.9 m, 15.9 m, 59 m	66° 01.842' N 12° 28.828' Ø	Andersen (2011)
Nye Skorpa	15.08.2014 - 16.09.2014	5 m, 15 m	66° 01.842' N 12° 28.828' Ø	Ness (2014)

Strømmålingene ble sammenlignet med modellresultater på nærmeste posisjon i modellen for modelltidsperioden 01.11.2021-31.12.2021 på Labukta V (Hestnes 2017). Generelt

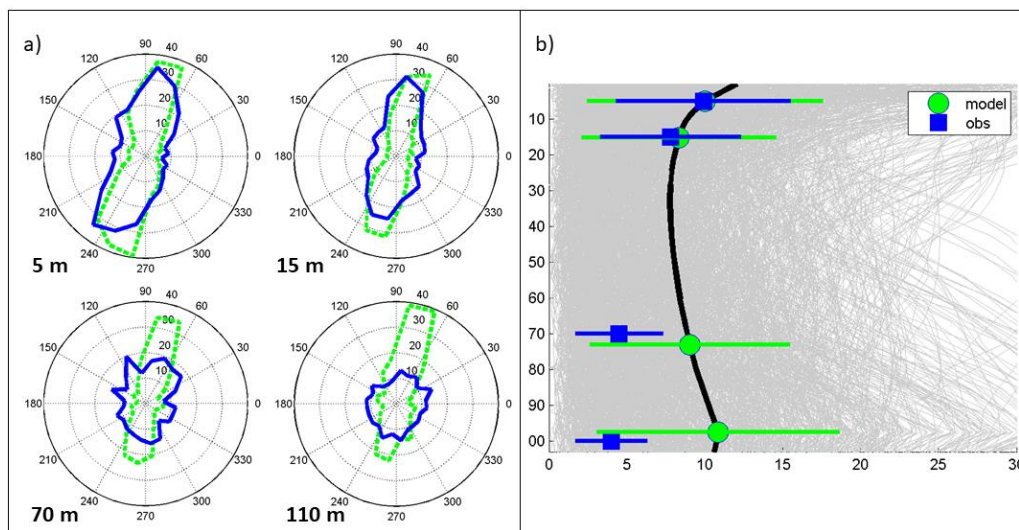
stemmer de modellerte strømmene i Labukta V godt med den observerte strømmen. Spesielt på 5m og 15m dybde stemmer både fordelingen i strømhastighet og retninger godt med observasjonene (øvre paneler i Figur 2 og Figur 3). Også maksimal strømhastighet og gjennomsnittlig strømhastighet stemmer veldig godt overens med observasjonene på 5m og 15 m dybde (Figur 4). Dypere i vannsøylen, på 72 m og 97 m dybde, har modellen en tendens til å ha litt til høye hastigheter og en mer definert N-NE til S-SW retning av strømmen sammenlignet med den observerte strømmen (nedre paneler i Figur 2 og Figur 3). Den observerte strømmen på dette stedet avtar gradvis fra 15 m dyp mot bunnen, og strømrretningen er svært variabel under 70 m dybde. I modellen derimot er strømmen mer barotropisk under 15 m (dvs. liten endring med dybden) og holder de definerte strømhastighetene i langsgående retning. Avvikene mellom modellen og den observerte strømmen kan gi en noe forhøyet spredning av sedimenter i bunnen.



Figur 2: Frekvensdiagram over målt strømhastighet (blå) og modellresultater (grønn) for Labukta V.



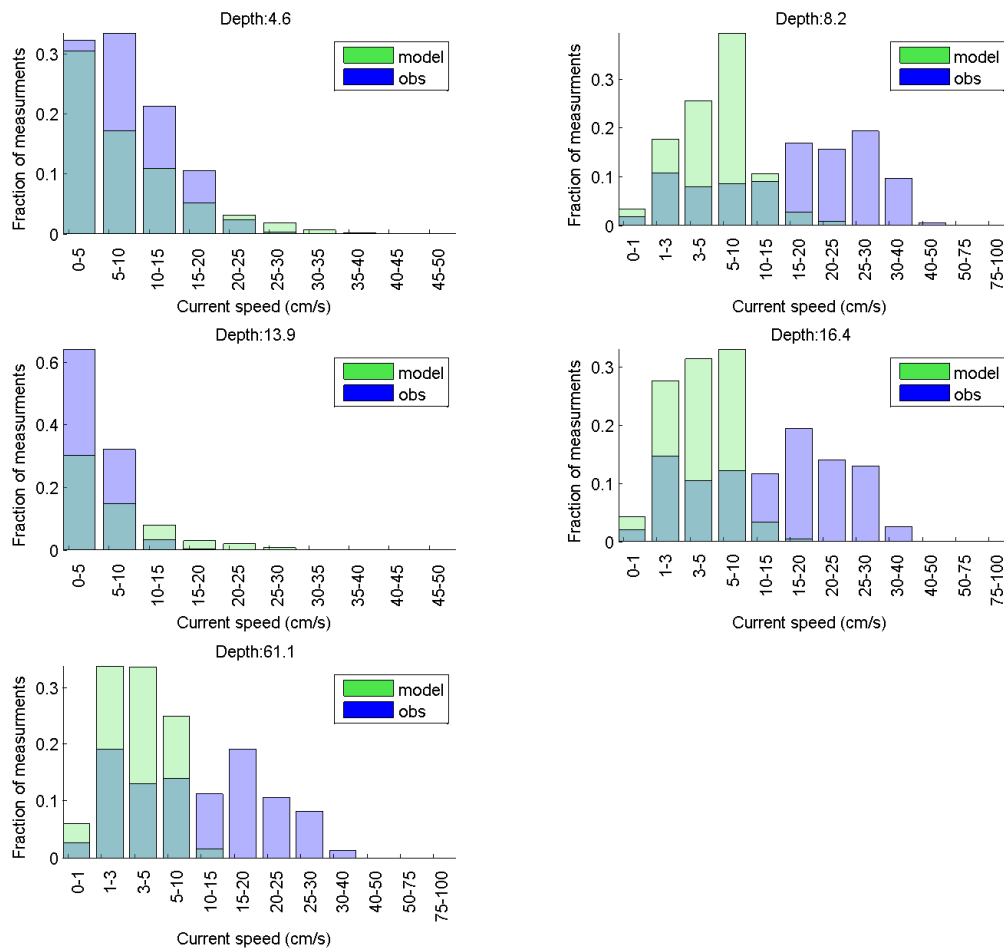
Figur 3: Frekvensdiagram for målt strømretning (blå) og modellresultater (grønn) for Labukta V.



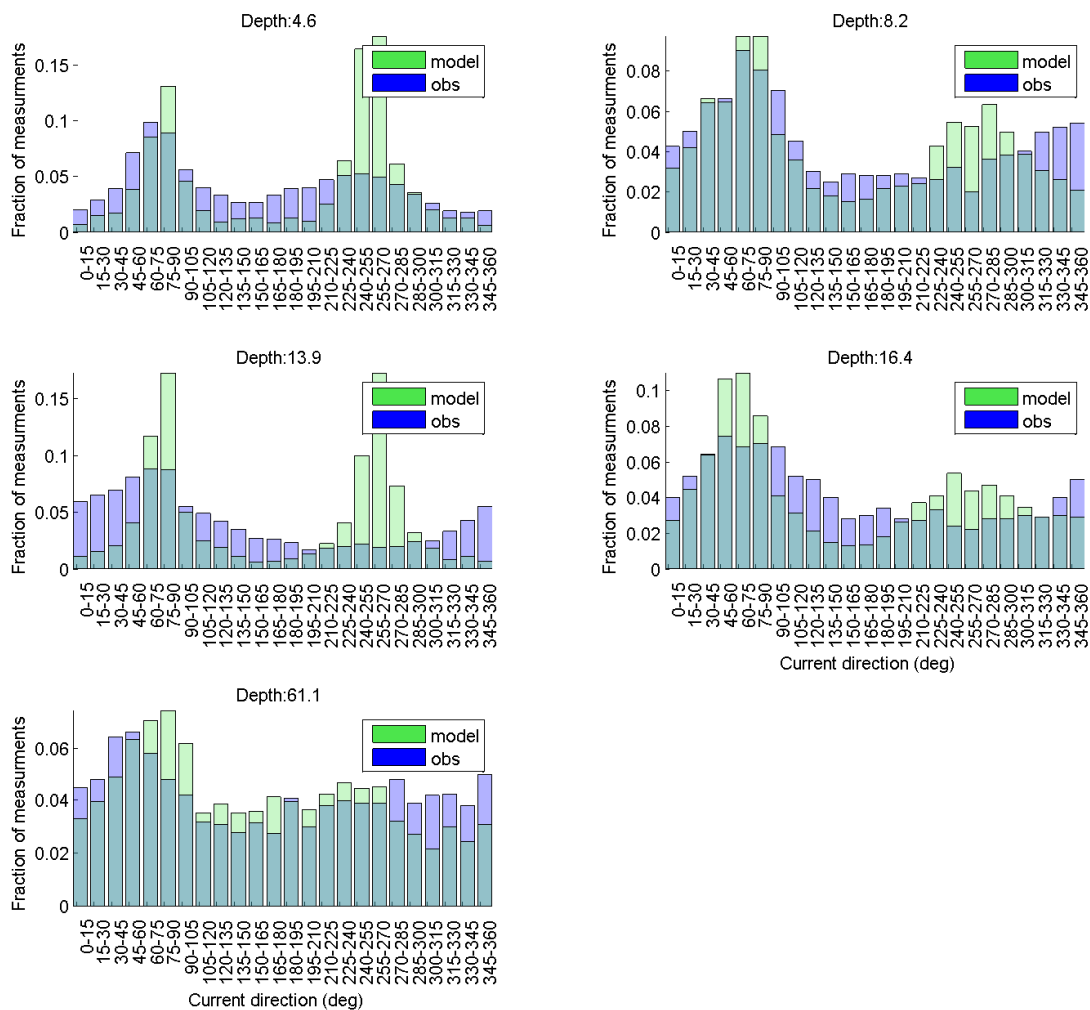
Figur 4: a) Det venstre panelet viser maksimal strømhastighet i hver retningssektor og er en sammenligningen mellom observasjoner fra Hestnes (2017, i blått) og modellresultater (grønn). b) Det høyre panelet viser den vertikale variasjonen i strømhastighet. De grå linjene viser variasjonen i strømhastigheter for hvert tidstrinn, mens den svarte linjen viser tidsmiddelstrømhastigheten som funksjon av dybden. De blå og grønne markørene viser tidsmiddelstrømhastigheten ved måledybden til henholdsvis observasjonene og modellen. De blå og grønne linjene viser ett standardavvik rundt tidsmiddelstrømhastigheten på disse måledybden.

Observasjonene fra Nye Skorpa er hentet fra Andersen (2011) og Ness (2014). Observasjonene sammenlignes med modellresultater på nærmeste posisjon i modellen for

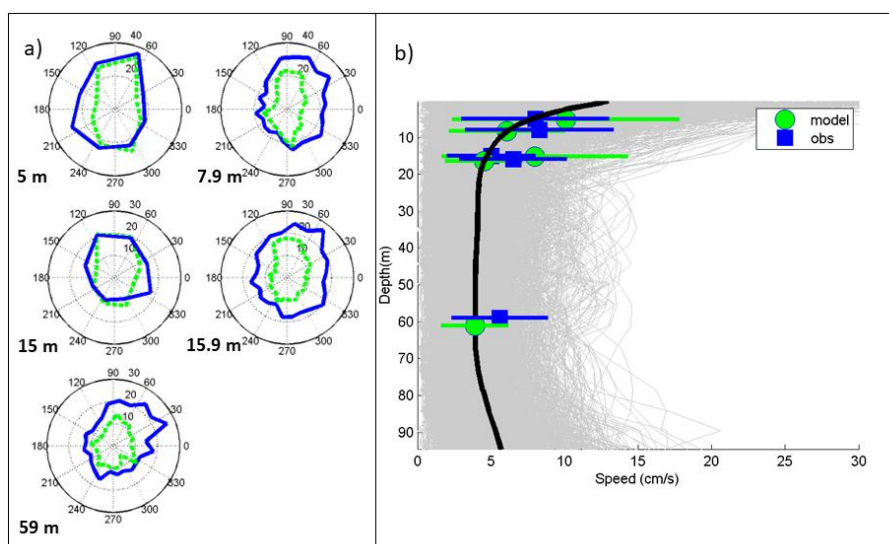
modelltidsperioden: 01.08.2021-15.11.2021. Begge måleperiodene er samlet på samme koordinat. Sammenligningene i Figur 5, Figur 6 og Figur 7 viser generelt godt samsvar mellom modell og observasjon på både retning og strømhastighet. Til sammenligning med Labukta V så virker modellen å treffe mer jevnt med dypet ved Nye Skorpa.



Figur 5: Frekvensdiagram for målt strømhastighet (blå) og modellerte resultater (grønn) for Nye Skorpa.



Figur 6: Frekvensdiagram for strømretning, målte verdier (blå) og modellerte resultater (grønn) for Nye Skorpa.



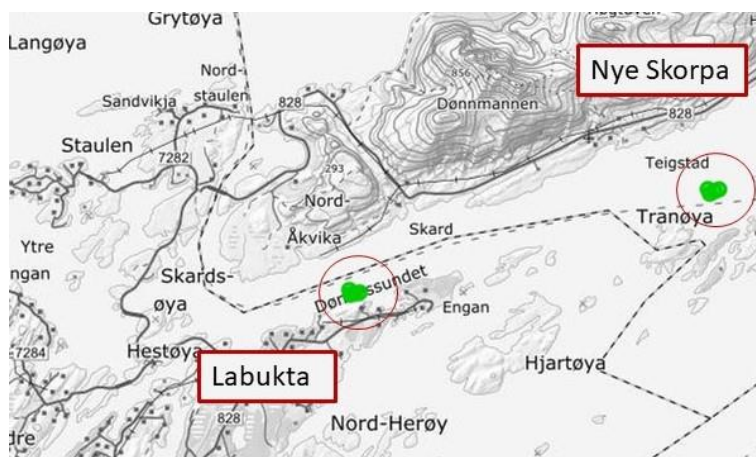
Figur 7: Det venstre panelet viser maksimal strømhastighet i hver retningssektor for Nye Skorpa. a) viser sammenligningen mellom observasjoner fra Andersen (2011) og Ness (2014) (blå) og modellresultater (grønn). b) Det høyre panelet viser den vertikale variasjonen i strømhastighet. De grå linjene viser variasjonen i strømhastigheter for hvert tidstrinn, mens den svarte linjen viser tidsmiddelstrømhastigheten som funksjon av dybden. De blå og grønne markørene viser tidsmiddelstrømhastigheten ved måledybden til henholdsvis observasjonene og modellen. De blå og grønne linjene viser ett standardavvik rundt tidsmiddelstrømhastigheten på disse måledybene.

2.2.3 Sedimenteringsmodellering og inngangsdata

Sedimentering er bunnfallet som kommer som konsekvens av at faste partikler suspendert i en vannmasse har større tetthet enn væsken. Synkehastigheten til disse faste partiklene bestemmes av partikkelstørrelsen. En sedimentert partikkel – altså en partikkel som har falt til bunn – kan piskes opp i vannsøylen igjen om turbulensen nær bunnen er sterk nok. Denne turbulensstyrken er avhengig av bunnstrømhastigheten. I de senere år har det vært rettet et stort fokus på å forstå bunnfallet- og resuspensjonen til avfall fra oppdrettsanlegg.

For å simulere spredningen av EMB etter en avlusingsbehandling, er FVCOM koblet til en sporstoffmodell innenfor rammeverket for akvatiske biogeokjemiske modeller (FABM) (Bruggeman og Bolding 2014). Her inkluderes både utslipp i flytende tilstand gjennom gjellene og som urin, samt gjennom avføring og fôrspill. Akvaplan-niva-modellen for organisk avfall (avføring+fôrspill) er bygget i FABM, ved å bruke empiriske resultater fra Bannister m. fl. (2016). I denne modellen brukes merdenes fôringsplan og fiskestørrelse for å skille det organiske avfallet fra et oppdrettsanlegg i åtte forskjellige sporstoffer med varierende synkningshastighet og resuspensjonsegenskaper. I dette prosjektet er det bygget videre på den eksisterende sporstoffmodellen ved å legge til sporstoffer for EMB til avføring og fôrutslipp. I studien er spredning av EMB både i vannsøylen og i sedimenter simulert på to steder, Labukta V og Nye Skorpa (Figur 8 og Tabell 3).

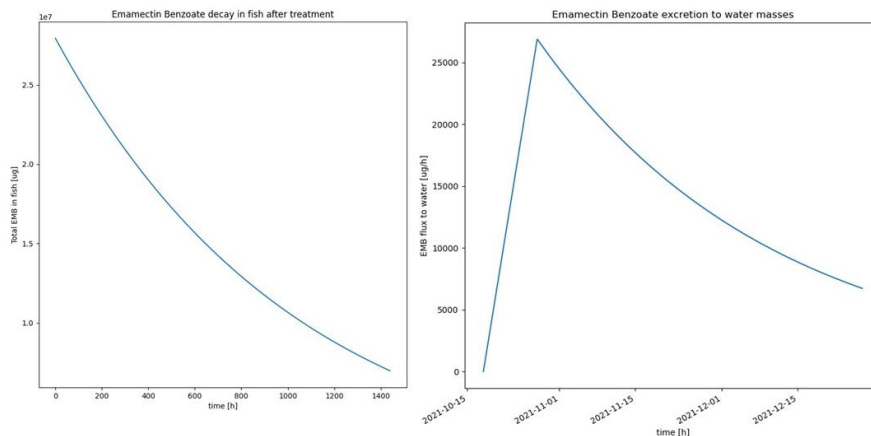
Fisken ble behandlet med EMB, gitt gjennom pellets, over en ti-dagers periode. Det ble antatt at fisken spiste 98 % av maten som ble gitt, og 2 % gikk til fôrspill. Halveringstiden til EMB i fisk er 30 dager, der ble det antatt at 30 % av EMB skilles ut til vannsøylen og 70 % går til avføring som vil sedimentere i bunnen. Nedbrytningshastigheten og utskillelsesratene til vannsøylen er vist i Figur 9 (Labukta V) og i Figur 10 (Nye Skorpa). Det ble også antatt at fisken var fordelt på mellom rundt 5,5 og 14,5 m dyp i merdene, hvor antall fisk var normalfordelt med maksimal tetthet av fisk rundt 9 m dyp. I Labukta V ble fisken fôret med flytende pellets, mens i Nye skorpa ble fisken fôret med tradisjonell pellets.



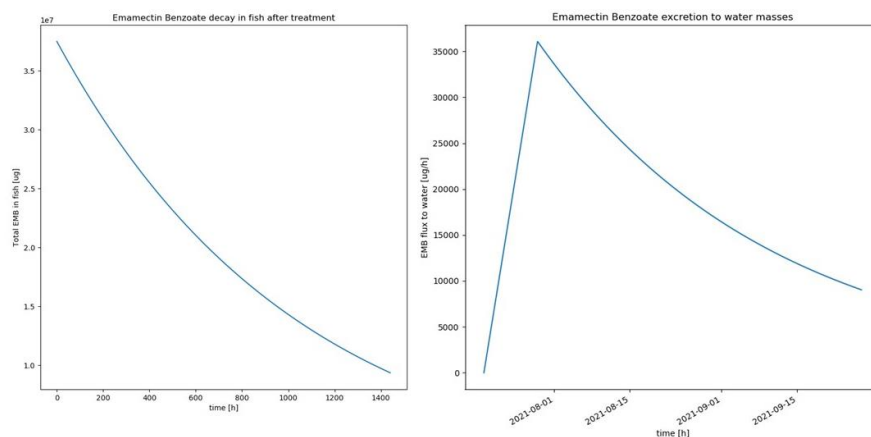
Figur 8: Oversikt over de to akvakultur lokalitetene som ble studert. Koordinater vises i Tabell 3.

Tabell 3: Oversikt over inngangsdata som ble brukt i modelleringen; koordinater, biomasse, medisindosering og antall kg fôr brukt på de to akvakultur lokalitetene og de respektive merdene. Simuleringsperioden for de ulike lokalitetene vises også.

Lokalitet	Merd koordianter		Biomasse	Medisin dosering (per kg fôr)	Fôr (10 dagers periode)
	Lengdegrad	Breddegrad			
Labukta V Simulerings periode: 18.10.21- 18.12.21	66° 00.7500'	12° 20.8330'	11 119 kg	10 mg EMB	1710 kg
	66° 00.7500'	12° 20.8330'	11 119 kg	10 mg EMB	1710 kg
	66° 00.7670'	12° 03.6792'	11 119 kg	10 mg EMB	1710 kg
	66° 00.7830'	12° 20.8000'	28 416 kg	10 mg EMB	4370 kg
Nye Skorpa Simulerings periode: 19.07.21- 19.10.21	66 ° 01.8670'	12 ° 28.8670'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg
	66 ° 01.8500'	12 ° 28.7500'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg
	66 ° 01.8330'	12 ° 28.6500'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg
	66 ° 01.8500'	12 ° 29.0000'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg
	66 ° 01.8330'	12 ° 28.9000'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg
	66 ° 01.8170'	12 ° 28.8000'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg
	66 ° 01.7830'	12 ° 28.7000'	24 102 kg	5 mg EMB	3 643 kg



Figur 9: a) Nedbrytningshastighet av EMB i fisk på Labuka, b) total utskillelse av EMB til vannsøylen i Labukta V.



Figur 10: a) Nedbrytning av EMB i fisk ved Nye Skorpa, b) total utskillelse av EMB til vannsøylen ved Nye Skorpa.

2.2.4 Emamektin bensoat (EMB) som sporstoff i modellen

EMB som slippes ut med fôrspill og fekalier vil bli transportert og blandet ut med strømmen samtidig som det synker ned mot bunnen. Etter at det er deponert kan det resuspendere og omfordeler på samme måte som beskrevet for partikkelspredningsmodellen. Både transport og resuspensjon kontrolleres av selve partikkelmodellen, siden kjemikaliet til enhver tid er knyttet til en viss mengde sediment. EMB i sedimenter er svært stabilt og resultater i litteraturen viser at det i svært liten eller ingen grad degraderer over tid. I forsøk over en 135 dagers periode viser resultater fra Benskin m. fl. (2016) ingen degradering på hverken 4 eller 10 grader C. Senere studier av Strachan og Kennedy (2021) har funnet at det foregår en degradering i sediment med en halveringstid på 230 dager. Denne sistnevnte degraderingen er lagt inn i modellen og gir en effekt på langtidskonsentrasjoner (ett år i dette tilfellet). Etter deponering er det primært 2 måter fortykning kan skje på: blanding med nytt sediment og nedblanding i underliggende sediment. Nytt sediment som lander over de påvirkede områdene kommer primært fra oppdrettsanlegget selv, men det kan også være en liten grad av sedimenter som transporteres inn og deponeres. Denne bakgrunns-sedimenteringen avhenger av tilførsel i elver og vassdrag, og tilfører typisk 1-3 mm per år til bunnen i Norske fjorder. Siden det ikke er store vassdrag med mye sediment-transport i området, er det i modellen satt bakgrunns-sedimenteringen til 1 mm per år. Den samlede

deponeringen etter at behandlingen med EMB er ferdig vil føre til en gradvis fortynning i sedimentene. Utfra tidligere feltarbeid utført av Akvaplan-niva for ulike kunder (konfidensielt) er det funnet at EMB er relativt jevnt fordelt i de øverste 3-5 cm av sedimentene 2 måneder etter behandling. Dette betyr at det må foregå en nedblanding i underliggende sediment og i modellen er det antatt at denne prosessen skjer innen en måned. For resultatene presentert under er nedblandingen ned til 3 cm hensyntatt fra og med en måned etter behandlingen starter. Sedimentlaget med EMB som deponeres på havbunnen under og etter behandling er svært tynt i forhold til de 5 cm som feltprøvene indikerer at til slutt påvirkes. Når denne nedblandingen tas med fortynnes altså konsentrasjonen av EMB kraftig.

2.3 Feltundersøkelse

Storskala feltforsøk ble gjennomført på Nye Skorpa og Labukta V. Begge lokalitetene ligger skjermet på innersiden av øya Dønna i Dønnessundet/ Hestadsundet og har svært like miljøbetingelser (Figur 8).

Forsøket ble utført for å sammenligne spredning av virkestoffet EMB rundt lokalitetene når det ble brukt to ulike tildelingsmetoder av fôr med EMB. Ved Nye Skorpa ble det benyttet tradisjonell Slice® med pelets som synker, mens det på Labukta V ble benyttet en ekvivalent fôrpelets med EMB som hadde flytegenskaper. Begge lokalitetene ble føret med medisinfôr i 10 dager i henhold til protokoll for å oppnå avlusnings effekt. Det ble satt ut passive prøvetakere for å fange opp EMB løst i vannsøylen, sedimentfeller for å samle fallende partikler og det ble tatt vannprøver og sedimentprøver fra bunnen (Tabell 4). Alle disse prøvene ble analysert for innhold av EMB.

Tabell 4: Datoer for gjennomføring av avlusning med emamektin bensoat (EMB) og prøvetaking ved Nye Skorpa og Labukta V.

	Nye Skorpa	Labukta V
Sedimentprøver bakgrunn	21.05.2021	21.05.2021
Start fôr med EMB	19.07.2021	18.10.2021
Utsett av sedimentfeller	20.07.2021	18.10.2021
Utsett av passive prøvetakere	20.07.2021	19.10.2021
Siste dag med føring av EMB.	29.07.2021	28.10.2021
Opptak av sedimentfeller og passive prøvetakere		
Vannprøver	29.07.2021	28.10.2021
Sedimentprøver (1 mnd)	20.08.2021	29.11.2021
Sedimentprøver (4 mnd)	29.11.2021	15.02.2022

2.3.1 Passive prøvetakere og vannprøver

EMB er lite vannløselig ($\log K_{ow} > 5$), noe som gjør at det er forventet lave konsentrasjoner løst i vann. Derfor ble det satt ut passive prøvetakere når føeringsperioden startet og de ble stående til føringen var ferdig, for å kunne fange opp EMB i vann. Dette gir en bedre dekning av vannmassene sammenlignet med en enkelt vannprøve og metoden har blitt brukt tidligere ved avlusning med andre medikamenter og for målinger av hydrofobiske miljøgifter i vann (Allan m. fl. 2011, Arnberg m. fl. 2023, Bradshaw m. fl. 2012). Prøvetakere av silikon (Altesil®) ble satt ut på 3-5 og 10-15 m dybde på henholdsvis 1, 40, 40 og 500 m fra merdene i hovedstrøms retning, totalt 8 prøver per lokasjon (Figur 18 og Figur 19). To av prøvene ble mistet på Nye Skorpa. Siste dag av føring ble det også tatt vannprøver (1L) rett utenfor merdkanten, 3 prøver fra 5 m og 3 prøver fra 10 m dybde fra hver lokasjon.

2.3.2 Sedimentasjon

Fôrspill og feces vil sedimentere og legge seg på bunnen under merden og i et område rundt merden, avhengig av havstrømmene i området. Fôrpelletts med EMB som ikke blir spist vil legge seg på bunnen og all EMB som er i pelleten vil lekke ut til sedimentet. På samme måte vil feces som inneholder en rest av EMB falle ned til sedimentet. For å sammenligne hvordan fôrspill og feces med innhold av EMB påvirker bunnmiljøet på disse to lokalitetene ble sedimentfeller satt ut henholdsvis 1, 40, 40 og 500 m fra merdene i hovedstrøms retning. Disse fellene fanger sedimenter (partikler) som synker i vannsøylen. Deretter ble det tatt sedimentprøver med Van Veen grab to ganger etter avlusning, i tillegg til baseline-prøven som ble tatt før avlusning, for å kartlegge nivået av EMB-konsentrasjon i sedimentet. Sedimentprøvene ble tatt i hovedstrøms retning på henholdsvis 1, 10, 50 og 500 meter ut fra merdene, mens motsatt vei ble det tatt prøver på henholdsvis 1, 10 og 100 meter ut fra merdene.

2.3.3 Kjemiske eksperimenter og analyser

Det finnes ikke etablerte metoder for bruk av passive prøvetakere for EMB. Det ble derfor satt opp eksperimenter i laboratoriet for å beregne opptakshastigheten av EMB i prøvetakeren. Konstantene for opptakshastigheten ble etter analyse av prøvetakeren fra feltforsøket brukt for å beregne konsentrasjon av løst EMB i vann (Booij m. fl. 2017). I tillegg ble det utført eksperimenter for optimalisering av ekstraksjonsprosessen av EMB fra passive prøvetakere.

Både sediment- og vannprøver ble analysert ved NIVA i Oslo. Sedimentprøvene ble tørket og ekstrahert før analyse med væskechromatograf koblet til trippel-massespektrometer (LC-MS/MS). Passive prøvetakere ble ekstrahert to ganger med metanol i henhold til resultater fra optimaliseringen av metoden. Deretter ble prøvene dampet ned før analyse med LC-MS/MS. Vannprøvene ble ekstrahert med acetonitril før inndamping og analyse med LC-MS/MS. Opparbeiding- og analysemetodene bygger på metoden beskrevet i Langford m. fl. (2014).

Gjenvinningen i analyserte prøver og kvalitetskontroller var 101% for EMB i sediment, 91% i passive prøvetakere og 125% for vannprøvene. Alle blankprøver var under deteksjonsgrensene (0,05 ng/g passiv, 0,05 ng/L vann og 0,02 ng/g sediment).

2.4 Databehandling

Data for EMB konsentrasjoner i vann og sedimenter er tatt i ulike avstander fra merd. Det er derfor et begrenset antall datapunkter fra hver av stasjonene, noe som ikke gir grunnlag for avansert statistisk behandling. Tabeller for sammenligning er derfor beregnet ut ifra gjennomsnitts konsentrasjoner og sammenlignes direkte eller ved hjelp av en T-test.

3 Resultat og diskusjon

3.1 Økotoks

Kapittel 3.1. omhandler kunnskapsinnhenting (økotoksdata) for de kjemikaliene som brukes som fôrlegemiddel i dag, samt et nytt foreslått fôrlegemiddel, imidakloprid (IMIDA). Selv om vi i dette prosjektet har fokusert på EMB, og risikovurderingen kun er gjort for EMB, presenterer vi allikevel innsamlet data for de andre fôrlegemidlene. Dette er relevant fordi den nye tildelingsmetoden kan benyttes på alle fôrlegemidler, både tradisjonelle og potensielle nye midler.

Bruken av kjemikalier mot lakselus har variert mye de siste ti årene, og den utbredte bruken i perioden 2010–2015 var i hovedsak forårsaket av økende forekomst av resistens hos lakselusa mot de ulike midlene. At bruken av midler mot lakselus de siste årene har vært lavere skyldes at bekjempelsen er dreid mot fjerning av parasittene med andre metoder som for eksempel bruk av rensefisk, varmt vann, ferskvann og mekanisk fjerning, (<https://www.fhi.no/hn/legemiddelbruk/fisk/2021-bruk-av-legemidler-i-fiskeoppdrett2/#tabeller>).

Data fra Folkehelseinstituttet viser at bruken av EMB har vært relativt stabil i perioden 2012–2021, men en nedgang fra 101 kg aktiv substans i 2021 til 79 kg i 2022. Salget av flubenzuronene (diflubenzuron og teflubenzuron) (FLU) har samlet økt med ca. 34 % fra 2021 til 2022. IMIDA fikk markedsføringstillatelse i 2021, og bruken av dette midlet økte med ca. 80 % fra 2021 til 2022. IMIDA skal kun brukes som avlusingsmiddel ved badebehandling i brønnbåt. Et vannrensesystem skal hindre at legemiddel og lus fra badevannet slippes ut i det marine miljø. IMIDA er også foreslått som et nytt fôrlegemiddel, og SalmoPharma AS er i søknadsprosess med legemiddelverket.

Oppsummering fra kunnskapsinnhenting for EMB, IMIDA, FLU, vises i egne underkapitler (3.1.1.). Innsamlet data er også systematisert i et Excel-ark med oversikt over økotoksverdier. Denne utgjør en egen del leveranse som er levert til FHF. Databasen er gjort offentlig tilgjengelig via Zenodo (3.1.2).

Det understrekes at hverken litteraturgjennomgangen eller databasen er uttømmende, det er ut over prosjektets tidsmessige og økonomiske rammer å gjennomføre en full gjennomgang for hvert legemiddel. Tekst og database beskriver noe av litteraturen som er tilgjengelig, med fokus på reviewer for enkeltarter, som igjen danner grunnlag for anbefalte grenseverdier. Egne grenseverdier basert på datainnsamlingen ble ikke kalkulert, men anbefalte internasjonale grenseverdier for biologiske samfunn er rapportert for hvert fôrlegemiddel. Grenseverdiene og de andre økotoksikologiske dataene utgjør et oppslagsverk som kan oppdateres etter hvert som nye data kommer inn. De kan også benyttes til å utarbeide grenseverdier for norske forhold, om tilstrekkelig data på norske arter blir tilgjengelig i fremtiden. Databasen ble brukt til å velge ut hvilke EMB verdier som skulle brukes videre inn i risikovurderingen.

Gjennomgang av økotoksikologisk informasjon for EMB, FLU og IMIDA gis i kapitlene under. Først beskrives fysiske/kjemiske egenskaper for hvert stoff, etterfulgt av en beskrivelse av økotoksikologisk litteratur (krepsdyr, villfisk og biologiske samfunn). Til slutt gis en oppsummering på hvilke verdier som ble brukt videre i risikovurderingen (EMB). For de andre stoffene anbefaler vi tilgjengelige verdier som kan brukes i tilsvarende risikovurderinger som her gjort for EMB.

Datainnhenting viste at krepsdyr er den mest studerte dyregruppen for både EMB, FLU og IMIDA. Informasjon om effekter på ulike arter av krepsdyr er omfattende, resultater for

krepsdyr er derfor satt inn i egne vedlegg (Vedlegg 1, 2 og 3). Studiene beskrevet i kapitlene nedenfor for EMB, IMIDA og FLU, samt i vedleggene er inkludert i økotoksdatabasen utarbeidet i dette prosjektet.

3.1.1 Emamektin bensoat (EMB)

Fysiske /kjemiske egenskaper

Slice® er en premiks som inneholder EMB, som er et semisyntetisk derivat produsert av bakterien *Streptomyces avermitilis* (Burridge 2003, Burridge m. fl. 2010, Espedal m. fl. 2013). EMB er den aktive forbindelsen i Slice®, som blandes inn i fiskefôr, og brukes i bekjempelsen av ektoparasitter som lakselus og skottelus hos blant annet oppdrettslaks.

Eksakt virkningsmekanisme for EMB som brukes mot lakselus og skottelus er ikke helt klarlagt, men EMB påvirker nervesystemet og nerveimpulsene til organismer og kan medføre paralyse og død og har dermed en direkte effekt på organismen (Burridge m. fl. 2004).

I nærheten av oppdrettsanlegg vil en høy prosentandel aktiv ingrediens bli frigitt i miljøet gjennom uspiste pellets og fiskeavføring. EMB er lite vannløselig og skilles i mindre grad ut via urin. EMB vil derfor i hovedsak være tilknyttet partikler og havne i sedimentet.

EMB i sedimenter er svært stabilt og resultater fra litteraturen viser at det i svært liten grad degraderer over tid. Ulike halveringstider for EMB er rapportert i litteraturen. Halveringstiden i sedimentet er rapportert til å være mer enn 300 døgn ved både 4°C og 10°C (Benskin m. fl. 2016). Halveringstiden påvirkes av oksygennivået i sedimentet, for eksempel rapporterer Burridge m. fl. (2010) en halveringstid på 193 døgn i aerobt sediment og 427 døgn i anaerobt sediment. I forsøk over en 135 dagers periode viser resultater fra Benskin m. fl. (2016) ingen degradering på hverken 4 eller 10 grader C. Senere studier av Strachan og Kennedy (2021) har funnet at det foregår en degradering i sediment med en halveringstid på 230 dager.

Økotoksstudier marine krepsdyr og andre arter

For EMB er det en rekke artikler, rapporter og reviewer tilgjengelig. F.eks er effektene av EMB på non-target organismer oppsummert i ulike rapporter (Sæther m. fl. 2016, SEPA 2017, HI 2018, 2020). En betydelig andel av litteraturen for EMB finnes også i konfidensielle rapporter (Park 2013). Disse studiene inkluderer effekter på bakterier, krepsdyr, bløtdyr og fisk hvor krepsdyr er den mest studerte taksonomiske gruppen. Følsomheten for EMB varierer mye, men krepsdyr den mest følsomme gruppen (Burridge m. fl. 2004, Willis og Ling 2003).

De fleste studier på EMB og marine organismer omhandler akutte effekter. Data på kroniske effekter er mer begrenset. Kroniske data viser at fisk og bløtdyr er mye mindre følsomme for EMB enn krepsdyr.

For en mer detaljert oversikt over tilgjengelige økotoksikologiske studier som United States Environmental Protection Agency (US EPA) og The Scottish Environment Protection Agency (SEPA) har validert (Vedlegg 1).

Økotoksstudier villfisk

Det finnes lite data for EMB på villfisk, oss bekjent. En akutt LC₅₀ (96 t) er oppgitt i litteraturen for *Oncorhynchus mykiss*, regnbueørret. LC₅₀ verdien er 0.174 mg/L,

(<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/bpddb/Reports/1326.htm>). EMB ble klassifisert som moderat toksisk for regnbueørret (EU pesticide database, EFSA scientific publications).

Økotoksverdier marint biologiske samfunn

Tidligere ble en terskelverdi for EMB på 0,12 µg/kg tørrvekt (nærsone, akutt) og under 0,012 µg/kg tørrvekt (fjernsone kronisk) benyttet (Miljøkvalitetsstandarder fra 1999 og 2017, EQS verdier; Environmental Quality standards) (SEPA 2017). Det vil si at verdier i sediment må være under disse for at miljøet skal være beskyttet. SEPA har gjort et arbeid med å gjennomgå nye økotoksdata og kommet frem til en ny gjeldende miljøkvalitetsstandard (<https://www.sepa.org.uk/regulations/water/aquaculture/environmentalstandards>). Grenseverdien for EMB i sediment har blitt endret til 0,235 µg/kg (i nærsonen) og 0,0235 µg/kg (i fjernsonen) og i vann til 0,0008 µg/L. Vær oppmerksom på at det ikke finnes litteratur som definerer nær- og fjernsone i forbindelse med spredning av lusmidler i Norge, men av praktiske grunner blir de ytterste stasjonene i B/C undersøkelser definert som fjernsone og de andre som nærsone.

Oppsummering: Grenseverdier (PNEC) for bruk i risikovurderingen

Det finnes en god del data på EMB på krepsdyr, og lite på villfisk. Vi vurderer det slik at det ikke finnes nok data på norske lokale arter til å utarbeide presise lokale PNEC-verdier (det kan gjøres, men vil kreve høye sikkerhetsfaktorer). Litteraturgjennomgangen for EMB viser at det finnes godt utarbeidede grenseverdier (PNEC) for hele biologiske samfunn (internasjonale studier). Grenseverdien for EMB i sediment er 0,235 µg/kg (i nærsonen) og 0,0235 µg/kg (i fjernsonen) og 0,0008 µg/L i vann.

Av praktiske grunner kan de ytterste stasjonene i B/C undersøkelser definert som fjernsone og de andre som nærsone, og verdiene av EMB i disse områdene kan sammenlignes med SEPA verdiene for EMB. Vi vil derfor bruke SEPA verdier som input til oseanografisk modellering (AP2), for sammenligning med målte verdier i felt (AP3) og risikovurdering (AP4). Konsentrasjoner under dette anses som trygt. I tillegg kan også utvalgte LC₅₀ verdier for enkeltarter nevnt over inkluderes, for å undersøke om konsentrasjonene i miljøet (målte eller modellerte) noen steder vil overstige verdier som assosieres med 50 % dødelighet.

3.1.2 Imidakloprid

Deler av teksten under er hentet fra rapporten "Imidakloprid as a new chemotherapeutant for oral treatment of sea lice infestation in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). -a review on state of knowledge in terrestrial, and aquatic systems", Refseth m. fl. 2019, med tillatelse fra SalmoPharma AS.

Fysiske /kjemiske egenskaper

Imidakloprid er ISO-navn for (E)-1-(6-klor-3-pyridinylmetyl)-Nnitroimidazolidin-2-ylidenamin (IUPAC). Imidakloprid tilhører gruppen av neonikotinoidforbindelser som brukes som insektmidler. Disse forbindelsene ble oppdaget på slutten av 1980-tallet, og neonikotinoide plantevernmidler er den mest brukte klassen av insektmidler i hele verden. Neonikotinoider har storskala anvendelser som spenner fra plantevern, veterinærprodukter og biocider til skadedyrbekjempelse i fiskeoppdrett (Environmental Food Safety Agency, EFSA 2018).

IMIDA ble introdusert i 1991 som det første kommersielt tilgjengelige produktet fra neonicotinoid-klassen av insektmidler. IMIDA er klassifisert som et nevrotoksin, da det virker på sentralnervesystemet til insekter. Kjemikaliet virker ved å forstyrre overføringen av stimuli i insektets nervesystem (Elbert m. fl. 1991).

Mange studier har adressert effekter av neonikotinoider på terrestriske ikke-målarter. I 2013 begrenset EU-kommisjonen strengt bruken av produkter som inneholder tre typer neonikotinoider (klothianidin, imidakloprid og thiamethoxam) for å beskytte bl.a. bier. Effekter på populasjonsnivå er demonstrert, og imidakloprid er ikke lov å bruke i EU og bruken i Norge ble faset ut i 2018. Forbudet gjelder bruk av IMIDA som pesticid, men ikke for medisinsk bruk for husdyr. IMIDA har en lav log Kow-verdi på 0,57. En lav log Kow-verdi indikerer et lavt potensial for bioakkumulering (Moza m. fl. 1998).

Økotoksstudier krepsdyr og andre arter

Litteraturgjennomgangen viste at det finnes begrenset data på marine krepsdyr. For ferskvann var det relevante studier tilgjengelig. En detaljert beskrivelse av tilgjengelige studier på krepsdyr, både ferskvannsarter og marine arter er ramset opp i vedlegg 2.

Økotoksstudier villfisk

Det er lite informasjon om IMIDA toksisitet hos fisk, men en studie har vist at eksponering for IMIDA induiserte moderat apoptose i hjernen og forårsaket alvorlige histopatologiske lesjoner, betennelse og oksidativt stress i gjellene, leveren og hjernen til karpe (Özdemir m. fl. 2017). Karpen ble utsatt for 140 mg/L og 280 mg/L i 24, 48, 72 og 96 timer. Det er også to toksisitetsstudier tilgjengelige for fisk: *Lepomis macrochirus* og *Cyprinodon variegatus* (subletale og akutte endepunkter tilgjengelig). Begge disse fiskeartene er mye mer tolerante for IMIDA sammenlignet med krepsdyr.

Økotoksverdier biologiske marine samfunn

Det finnes ikke tilgjengelige PNEC verdier/EQS verdier for marine biologiske samfunn tilgjengelig i litteraturen, hverken for marint vann eller sediment, prosjektgruppen bekjent.

Anbefalt PNEC for videre risikovurdering i dette prosjektet:

Det er pågående studier på norske marine arter som etter hvert kan bli brukt for å fastsette PNEC for marine arter. En studie på dypvannsreke (*Pandalus borealis*) forgår på Akvaplan-niva, samt et studie på *T. battagliai* planlegges på NIVA. På nåværende tidspunkt finnes det ikke tilgjengelig PNEC for marine biologiske samfunn (hverken vann eller sediment). Vi anbefaler å bruke PNEC verdier for ferskvann som grenseverdi. Akvatisk PNEC: 0.2 µg/L (korttids akutt) eller 0.035 µg/L. For å modellere verdier i sediment kan PNEC fra vannfasen brukes sammen med equilibrium partitioning method (EPM) metode for sediment beregninger. Se vedlegg 2 for informasjon om effekt av IMIDA på krepsdyr.

3.1.3 Flubenzuroner

Fysiske /kjemiske egenskaper

Diflubenzuron er et plantevernmiddel som er godkjent for bruk i landbruket i EU og Norge, og som har vært i bruk siden rundt 1975. Teflubenzuron har vært brukt i Norge siden 1984. I Norge brukes flubenzuronene i akvakultur for å kontrollere lakselus. Flubenzuroner er kitinhemmere som tilhører stoffgruppen benzoylurea (diflubenzuron) og benzoylphenylurea, (teflubenzuron), og de behandles under ett i dette kapitlet. Salgsnavn i norsk fiskeoppdrett er Ektobann for teflubenzuron, og Releece for diflubenzuron. Flubenzuroner forstyrrer kitinsyntesen som er vesentlig for dannelse av eksoskjelettet hos leddyr.

Lakselus får i seg kitinsyntesehemmerne når den ernærer seg av fiskens slim, hud, blod og vev. Fordi kjønnsmodne stadier av lakselus ikke skifter skall, vil preparatet ikke virke på

voksen lus. Den eksakte virkningsmekanismen for flubenzuroner er ikke kjent, men stoffene skal hemme enzymet kitinsyntase iløpet av skallskifteprosessen. Flubenzuroner er derfor effektive mot tidlige stadier av lakselus. Som kitinsyntesehemmere, er det også sannsynlig at stoffene har effekt på non-target arter som amfipoder og andre krepsdyr (Macken m. fl. 2015). Teflubenzuron har en halveringstid på minimum 7 uker og karakteriseres som tungt nedbrytbart. Diflubenzuron karakteriseres også som tungt nedbrytbart med halveringstider på 3-4 uker ved 15°C og inntil 3 måneder ved 5°C.

Fôrspill, utslipp gjennom ekskrementer og resuspensjon er kilder til flubenzuroner i miljøet (Langford m. fl. 2014). Absorpsjon av flubenzuroner i tarmen til fisken er relativt dårlig (European Medicines Evaluation Agency 1999 a,b), noe som fører til at 70–90% av stoffet skilles ut fra fisken via avføring etter behandling. Medikamentenes egenskaper indikerer at utlekking fra pellets og ekskrementer til vannfasen vil være liten. Dette er bekreftet i studier der det ikke kunne påvises signifikant reduksjon i konsentrasjonen av medikamentene hverken i ekskrementer eller pellets etter 6 måneder i sjøvann (Selvik m. fl. 2002, Samuelsen 2016). Både di- og teflubenzuroner har imidlertid blitt detektert i både sediment og fauna i områdene rundt anlegg (Parson m.fl 2021).

Økotoksstudier krepsdyr og andre arter

Det finnes en del studier som omhandler akutte effekter på både fisk, skalldyr og bentiske invertebrater (Eisler 1992), men mindre informasjon om sub-letale effekter. Arter som produserer kitin kan bli påvirket av flubenzuroner, f.eks. krepsdyr (krabber, hummer, reker, dafnier, rur, hoppekreps, kreps). Bruk av diflubenzuroner i akvakultur sammenheng utgjør en potensiell trussel for marine arter (Bechmann m.fl. 2018). Flere studier har vist at flubenzuroner er høyst toksisk for krepsdyr som skifter skall f.eks reker og hummer (Samuelsen m. fl. 2014, Bechmann m. fl. 2018, Samuelsen m. fl. 2020), og det er etablert forbud soner for bruk av legemidler i nærheten av rekelfelt. For en oversikt over effekter av flubenzuroner på krepsdyr, se vedlegg 3.

Økotoksstudier villfisk

Prosjektgruppen bekjent, så finnes det få effektstudier på villfisk. Det finnes imidlertid en feltstudie der torsk rundt anlegget ble fanget og analysert for flubenzuroner. Det ble ikke funnet målbare verdier av flubenzuroner i torsken (Langford m. fl. 2014). Det ble funnet en fant en studie om viste at teflubenzuron var akutt toksisk for *L. macrochirus* med en LC₅₀-96 t lavere enn 6,5 µg/L (EFSA 2009).

Økotoksverdier biologiske samfunn

Sediment-EQS for diflubenzuron og teflubenzuron i det norske marine miljøet er henholdsvis 0,2 og 0,0004 µg/kg dw. I tillegg er det etablert et klassifiseringssystem som grupperer sediment konsentrasjonene av begge forbindelsene i forskjellige klasser, fra bakgrunns konsentrasjoner (klasse I) til svært dårlig (klasse V), hvor hver klassegrense representerer en økende grad av skade som forventes å påvirke samfunn av marin biota lever i sedimenter (Tabell 5).

Anbefalt PNEC for videre risikovurdering i dette prosjektet:

Vi anbefaler å bruke miljødirektoratets grenseverdier for teflubenzuroner og diflubenzuroner. De norske «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020» (Miljødirektoratet 2016) har etablert miljøkvalitets standarder for diflubenzuron and teflubenzuron for ferskvann, kystvann and sediment (Tabell 5).

Sediment-EQS for diflubenzuron og teflubenzuron i det norske marine miljøet er henholdsvis 0,2 og 0,0004 µg/kg dw.

Tabell 5: Miljøkvalitets standard for flubenzuroner i henhold til ulike miljøklasser. Klasse I refererer til bakgrunnsverdier, dette er ikke relevant for flubenzuroner.

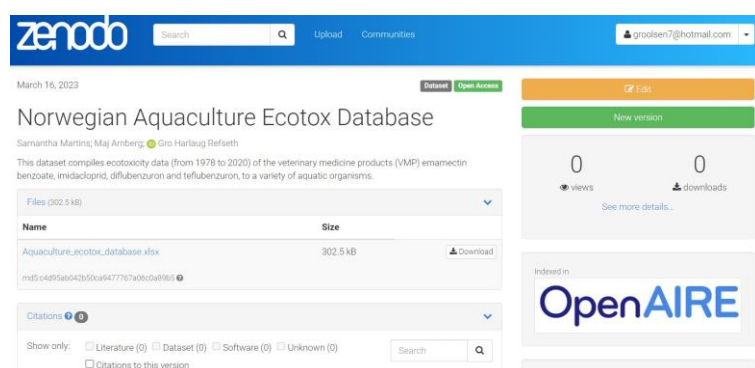
	Diflubenzuron			Teflubenzuron		
	Ferskvann (µg/L)	Sjøvann (µg/L)	Sediment (µg/kg TS)	Ferskvann (µg/L)	Sjøvann(µg/L)	Sediment (µg/kg TS)
Klasse I	*	*	*	*	*	*
Klasse II	0 - 0,004	0 - 0,004	0 - 0,2	0 - 0,0025	0 - 0,0025	0 - 0,0004
Klasse III	0,004 - 0,1	0,004 - 0,1	0,2 - 4,6	0,0025 - 0,12	0,0025 - 0,12	0,0004 - 0,02 ⁺
Klasse IV	0,1 - 1	0,1 - 1	4,6 - 46	0,12 - 1,2	0,12 - 1,2	0,02 - 2 ⁺
Klasse V	> 1	> 1	> 46	> 1,2	> 1,2	> 2

3.1.4 Oppsummering grenseverdier

1. Emeamektin bensoat (EMB): 0,235 µg/kg (akutte effekter) og 0,0235 µg/kg (langtidseffekter), for sediment. Vann: 0,0008 mg/L.
2. Imidakloprid: Akvatisk pnec: 0.2 µg/L (korttids akutt) og 0.035 (langtids effekter). For å modellere verdier i sediment vil vi bruke PNEC fra vannfasen og bruke equilibrium partitioning method (EPM) metode for sediment beregninger.
3. Flubenzuroner: Sediment-EQS for diflubenzuron og teflubenzuron: henholdsvis 0,2 og 0,0004 µg/kg dw.

3.1.5 Økotoksikologisk database

Innsamlet litteratur dannet grunnlaget for utviklingen av en database "Norwegian Aquaculture Ecotox Database" som er publisert i Zenodo (Martins m. fl. 2023). Denne databasen er bygget opp på en måte som tillater oppdatering etter hvert som ny informasjon kommer.



Link til databasen: [10.5281/zenodo.7740222](https://zenodo.org/record/7740222).

Ved å følge denne linken kommer man rett inn i den nyeste versjonen av databasen, og man kan også finne linker til eldre versjoner.

"The Norwegian Aquaculture database" er en sammenstilling av data om økotoksisiteten til veterinærmedisinske preparater (VMP) EMB, IMIDA, diflubenzuron og teflubenzuron, for en rekke vannlevende organismer. Den første versjonen av databasen, publisert i mars 2023, inkluderer 106 studier (referanser) utført mellom 1978 og 2020, som summerer økotoksinformasjon for 149 akvatiske arter.

For EMB omfatter datasettet 223 oppføringer fordelt på 16 studier fra 1999-2020. De representerer data for 12 arter, hvorfra 161 oppføringer gjelder data om den amerikanske hummeren *Homarus americanus*. De resterende dataene er også på krepsdyr (hoppekreps, Amphipoda, Mysida og andre tifotkreps), bortsett fra 2 studier utført med Polychaeta. Endepunkter som ble undersøkt var dødelighet, utvikling, reproduksjon, atferd og vekst. Mysiden *Americanmysis bahia* var den mest følsomme arten for akutt eksponering via vann (LC50-96h = 0,04 µg/L; WRc 2000), mens *Homarus americanus* var den mest følsomme arten når EMB ble administrert via tvangsforing, med resulterende NOEC for vekst på 0,12 µg/g (Waddy m. fl. 2007).

Datasettet omfatter 67 studier (1988-2020) med totalt 175 oppføringer for IMIDA. Studier ble utført på 121 arter fra en rekke taksonomiske grupper; alger, krepsdyr, fisk, hirudinea, insekter, mollusca, oligochaeta, plathyhelmyntes og rotifera. Krepsdyr var den mest studerte gruppen med 61 oppføringer, hvorfra ferskvannskladocerans og amfipoder representerte mer enn 50 % av artene. Endepunkter som ble undersøkt var dødelighet, utvikling, reproduksjon, atferd, vekst og populasjonsendringer. Etter akutt eksponering for IMIDA, var de mest sensitive artene tidlig livsstadie av maifly *Epeorus longimanuseksponert* eksponert for pulser av imidakloprid (LC50-24 h = 2,1 µg/L; Alexander m. fl. 2007) og juvenil *Ceriodaphnia dubia* etter statisk eksponering i 48 timer (LC50-48 t = 2,1 µg AI/L; Chen m. fl. 2010). I tillegg var IMIDA svært giftig ved subletale konsentrasjoner for kopepoden (*Diaptomus* sp.), alger (*Euglena* sp.) og oligochaeta (*Tubifex tubifex*) etter kronisk eksponering i 23 dager (hoppekreps) og 28 dager (alger og oligochaeta). For alle arter var NOEC for abundanse < 0,009 µg AI/L (Sumon m. fl. 2018).

Data for diflubenzuron omfatter 15 studier (1978-2017) med totalt 46 oppføringer, hvorav 85 % er krepsdyr, for det meste kopepoder. De andre studiene ble utført med mollusca, polychaeta og fisk. Det mest sensitive endepunktet var utviklingen av kopepoden *Tisbe battagliai*. Nauplii (< 3 timer gamle) ble statisk eksponert for diflubenzuron i 7 dager og klarte ikke å nå kopepodittstadiet ved lave konsentrasjoner (NOEC-7 d = 0,01 µg/L; Macken m. fl. 2015).

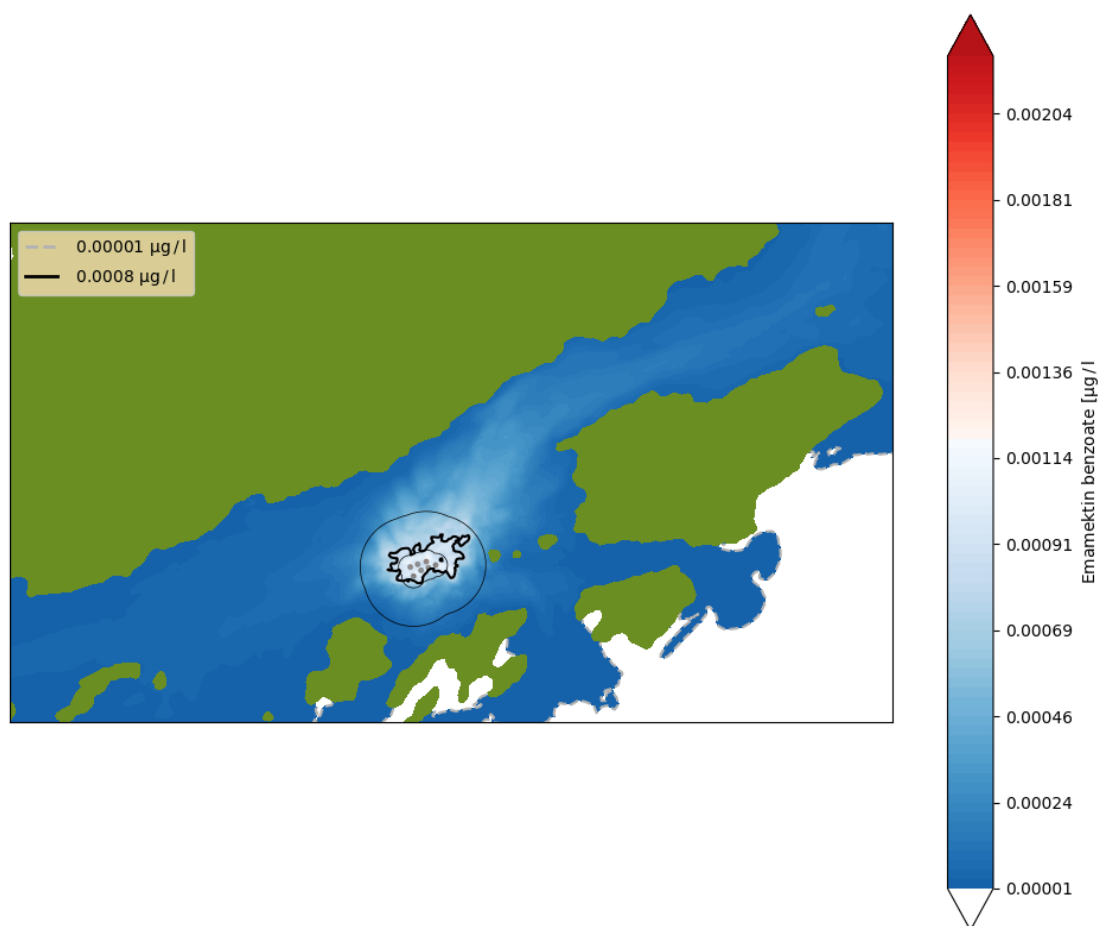
Datasettet for teflubenzuron består av 15 studier (2001-2020), som utgjør 54 oppføringer. Data er tilgjengelig for 12 arter fra ulike taksonomiske grupper; Crustacea, Insecta, Macrophyta, Mollusca, Polychaeta og Fisk. De studerte endepunktene var mortalitet, utvikling, reproduksjon, atferd, vekst, og bioakkumulering. Det mest sensitive endepunktet var utvikling (antall kopepoditter) når nauplii av kopepoden *Tisbe battagliai* ble eksponert i 7 dager (statisk eksponering), resulterende i NOEC-7d på 0,0032 µg AI/L (Macken m. fl. 2015).

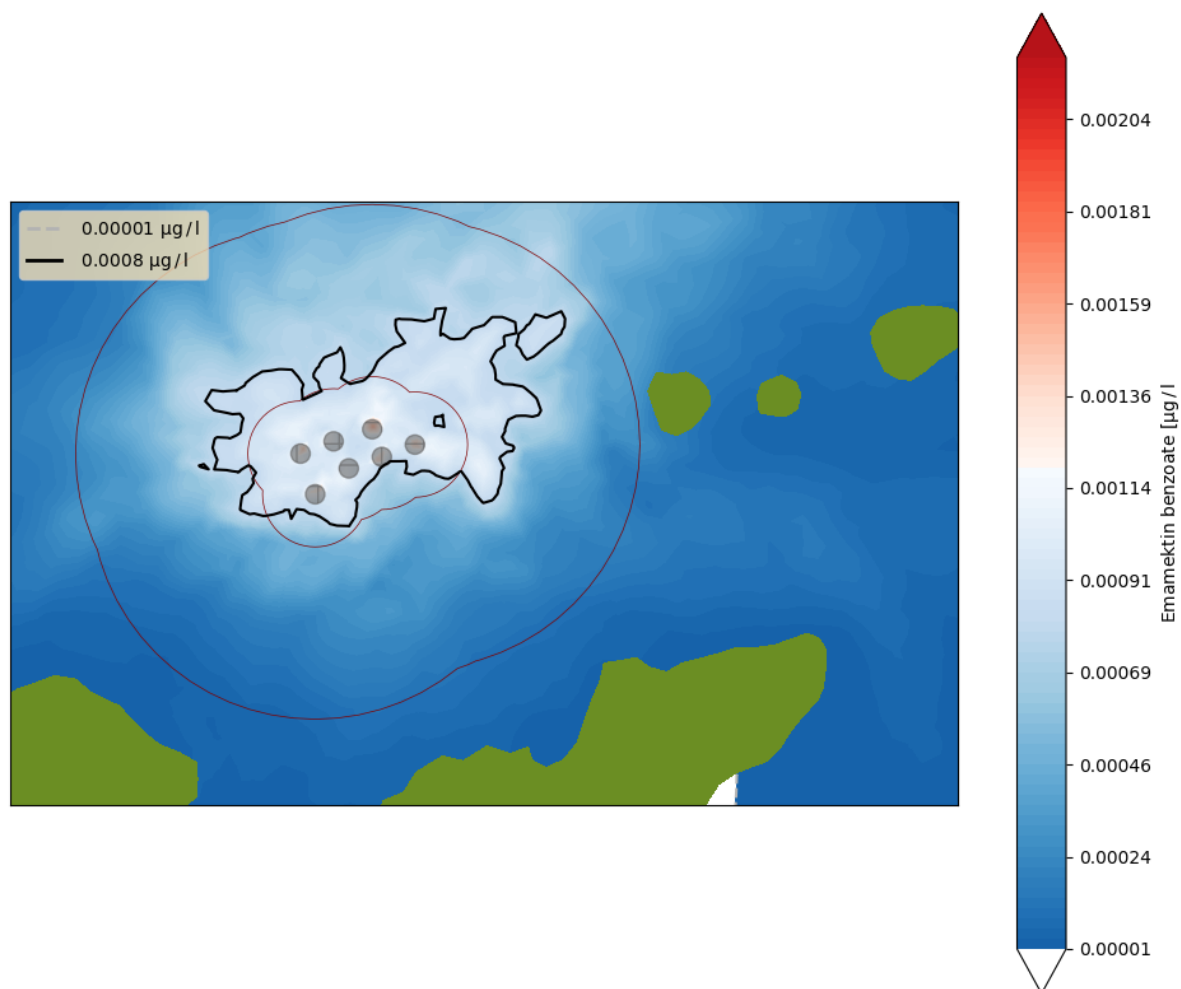
3.2 Modellering

Modelleringen av EMB konsentrasjoner i vann og sediment på Labukta V og Nye Skorpa ble gjort med bakgrunn i de gjeldende produksjonstekniske forhold på lokalitetene under avlusning (Tabell 3).

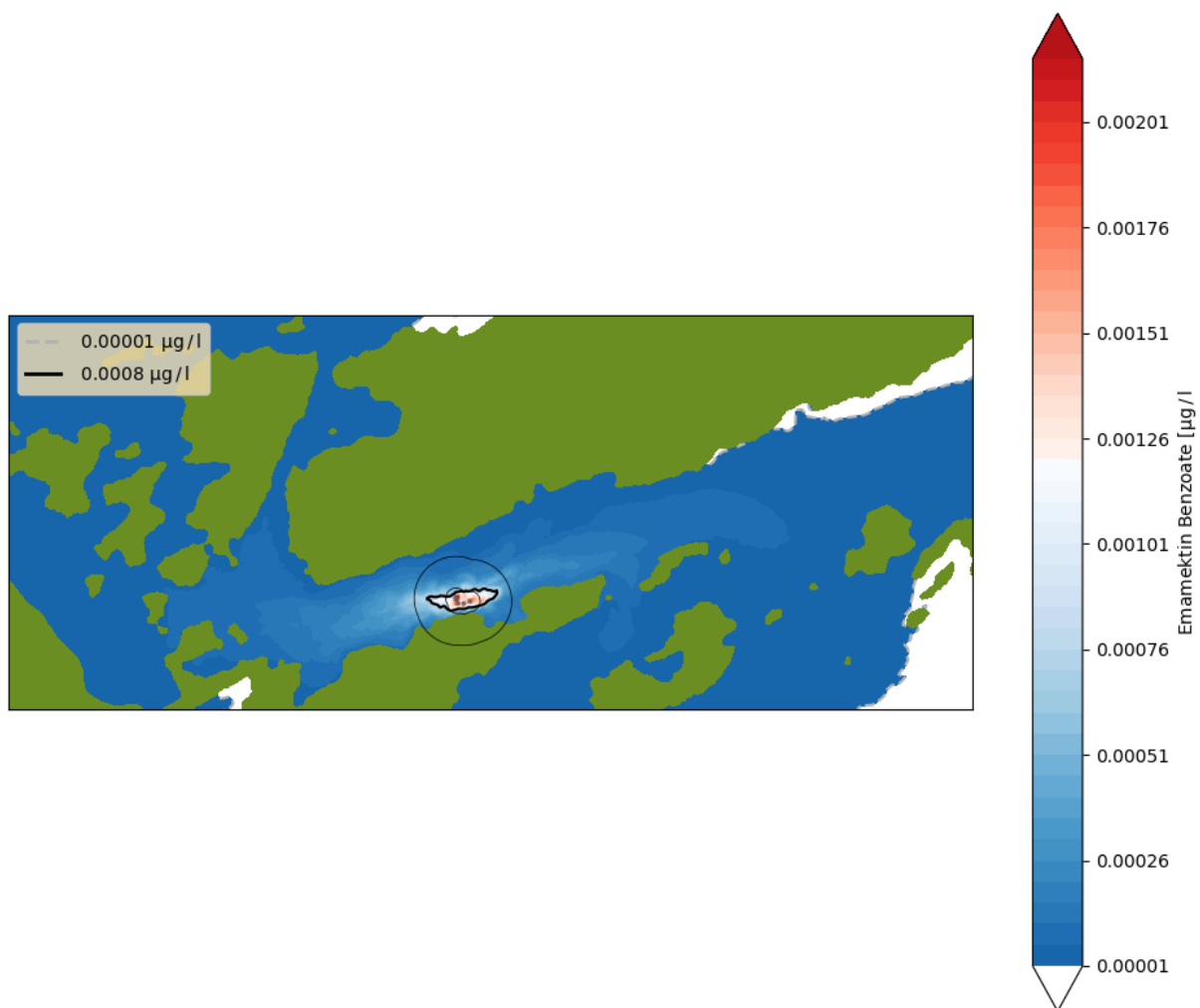
Modelleringen viser at konsentrasjoner av EMB i vannsøylen vil overstige 0,0001 µg/L innenfor tynn heltrukken linje og 0,008 µg/L innenfor den tykke heltrukne linjen på minst et tidspunkt i løpet av 30 dager etter start av behandling. Den innerste grå linjen viser avstand fra merd (100 meter). Stiplet grå linje viser laveste konsentrasjon som er modellert (0,00001 µg/L). De helt hvite områdene utenfor den stiplete linjen har konsentrasjoner under (0,00001 µg/L) (Figur 11 og Figur 12). Både konsentrasjonene og fordelingen av vannmassene med EMB er relativt lik mellom lokalitetene med unntak av at Labukta V oppnår høyere maks konsentrasjon inne i anleggssonen. Dette skyldes sannsynligvis

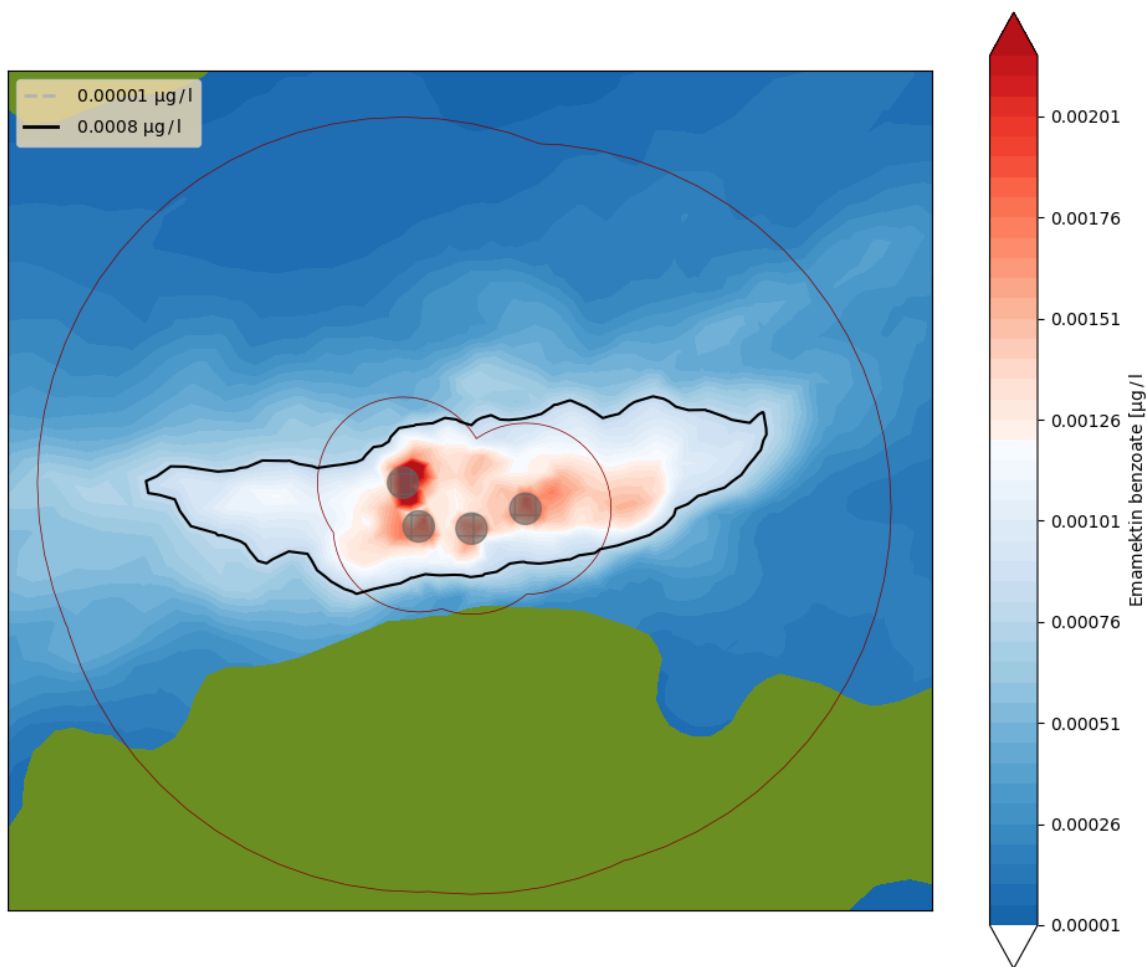
kombinasjon av fordeling av fisk i merdene, fire merder på Labukta V og sju merder på Nye Skorpa, og at konsentrasjonen av EMB i medisinpelleten var dobbelt så høy på Labukta V. Dette skyltes veterinær sin vurdering og var utenfor prosjektets jurisdiksjon for å påvirke. Imidlertid ble det brukt mindre total mengde EMB på Labukta V, 95 g mot 127,6 g på Nye Skorpa.





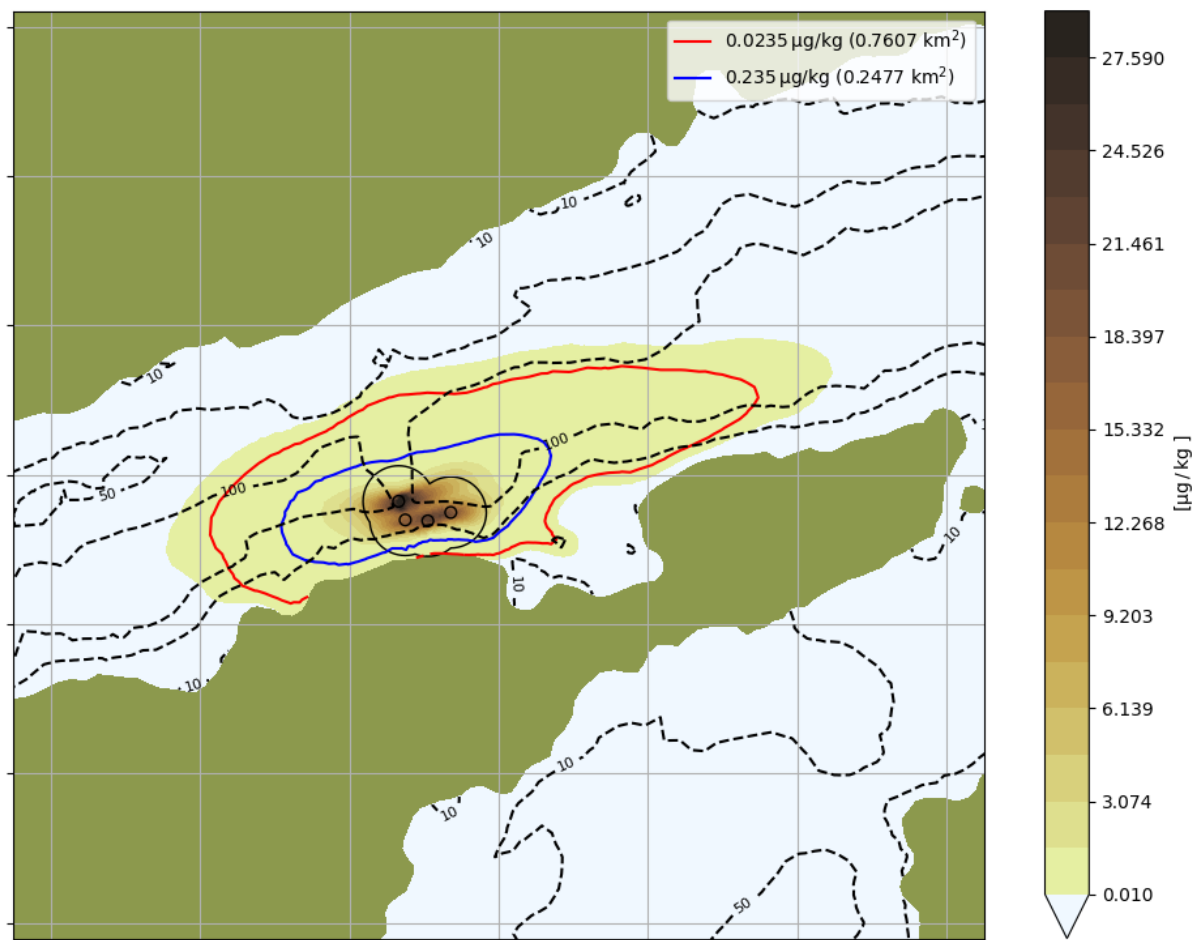
Figur 11: Modellert maksimum konsentrasjon av emamektin bensoat (EMB) i vann etter behandling av utført 19.07.2021 – 29.07.2021 på Nye Skorpa. Øverste figur viser hele område ned til 0.00001 µg/L, nedre figur viser nærbildet rundt anlegget.



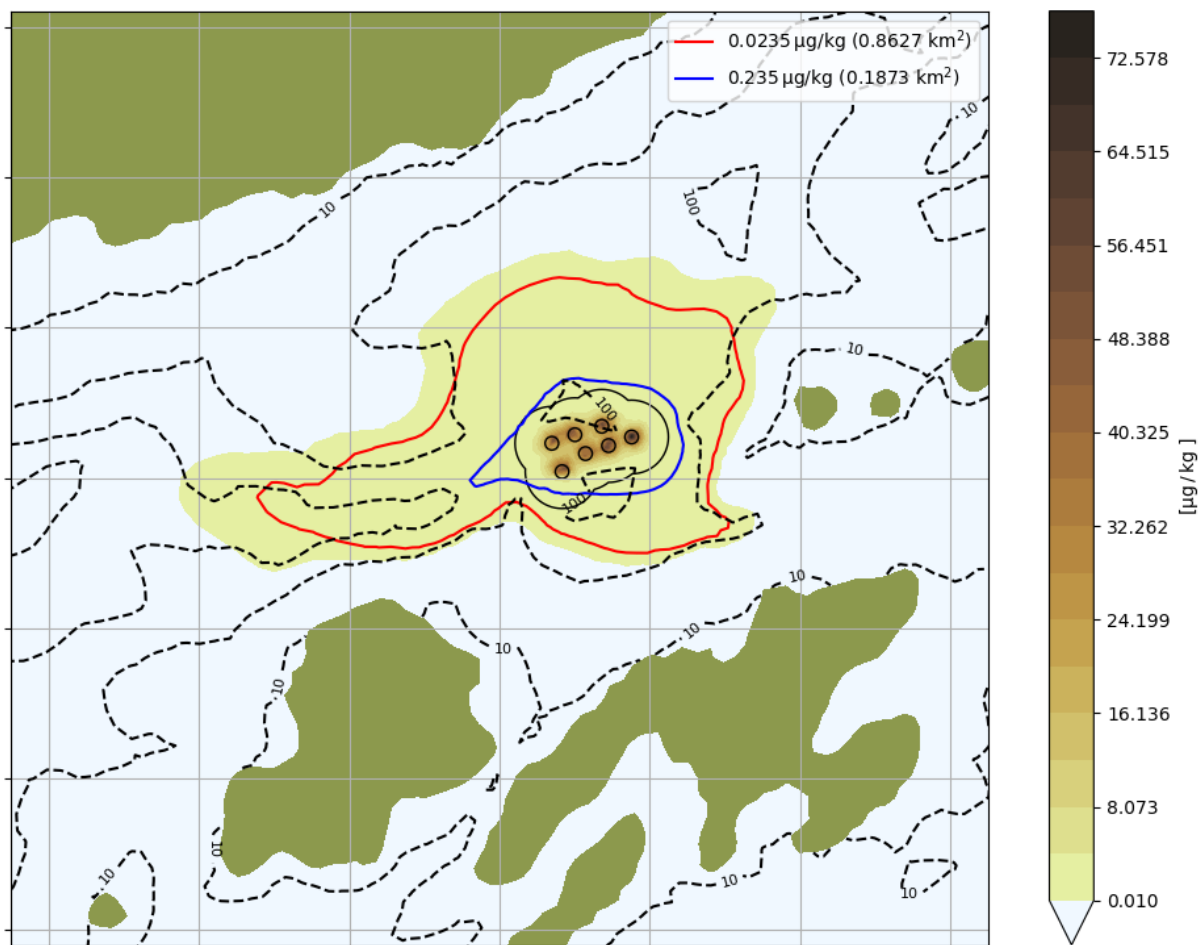


Figur 12: Modellert maksimum konsentrasjon av emamektin bensoat (EMB) i vann etter behandling av utført 18.10.2021 – 28.10.2021 på Labukta V. Øverste figur viser hele område ned til 0.00001 µg/L, nedre figur viser nærbildet rundt anlegget.

Modelleringen viser videre at sedimentene vil motta EMB etter behandlingen. Konsentrasjonen i de tre øvre cm av sedimentet vil øke i henhold til skala til høyre i Figur 13 og Figur 14.



Figur 13: Oseanografisk spredningsmodellering av EMB konsentrasjon 30 dager etter bruk på Labukta V. Blå grense viser område som overskrider 0,235 µg/kg og rød overskrider 0,0235 µg/kg. Innerste linje viser avstand fra merd (100 meter).



Figur 14: Oseanografisk spredningsmodellering av EMB konsentrasjon 30 dager etter bruk på Nye Skorpa. Blå grense viser område som overskrider 0,235 µg/kg og rød overskrider 0,0235 µg/kg. Innerste linje viser avstand fra merd (100 meter).

Ved å sammenligne plottene ser vi at konsentrasjon under merd vil være høyere på Labukta V enn Nye Skorpa og arealet med maks konsentrasjon over 0,235 µg/kg vil være noe større. Dette til tross for avbøtende tiltak med flytefôr ved labukta V. Årsakene til dette kan være flere, men naturgitte betingelser som strømforhold og fordeling av fisk i merdene vil være viktig. Vi ser at arealet med maks konsentrasjon over 0,0235 viser mindre utbredelse ved Labukta V enn ved Nye Skorpa, men dette tallet er ikke justert for mindre totalt bruk av EMB ved Labukta V.

3.3 Feltundersøkelse

3.3.1 Vannløst EMB

Passive vannprøvetakere viser at EMB finnes løst i frie vannmasser ved alle stasjoner (1-500 m fra avluset merd) i hovedstrøms retning. Da EMB er lite vannløselig er det viktig å huske på at partikkel-bunden EMB sannsynligvis vil utgjøre en vesentlig del av EMB i miljøet, men partikkelfasen måles ikke av passive prøvetakere.

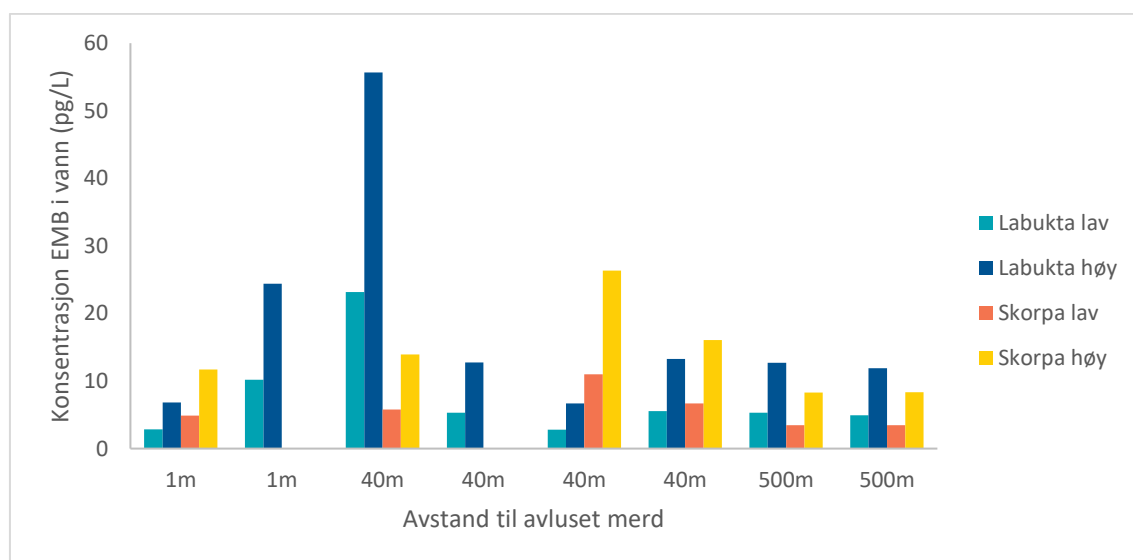
Opptakseksperimentene på lab med EMB i passive prøvetakere viste at det kan være en forskjell/usikkerhet i opptak og analyser som gir forskjellige opptakskoeffisienter. Derfor har vi valgt å presentere resultater som gjenspeiler dette med et lavt og et høyt opptak i prøvetakeren. Det lave opptaket tilsvarer at prøvetakeren har hatt mulighet for å ta opp EMB fra 5 L vann/dag, mens høyt opptak tilsvarer 12 L vann/dag. Som Tabell 6 og Figur 15 viser, så gir dette ingen større praktiske forskjeller i målte konsentrasjoner.

På siste dag av avlusningen ble det tatt en vannprøve rett utenfor merdkanten (Tabell 7). Ved Skorpa (synkefôr) er det påvist EMB i vannprøvene fra 10 m dybde, men ikke fra prøvene fra 5 m dybde. Ingen av prøvene fra Labukta V (flytefôr) var over deteksjonsgrensen (Tabell 7).

Tabell 6: Konsentrasjon av emamektin bensoat (EMB, pg/L) i vann under avlusningen ved Nye Skorpa (synkefôr) og Labukta V (flytefôr). Da opptaket av EMB i passive prøvetakere kan variere noe så presenteres resultatene med to scenarioer; høyt og lavt opptak.

LOKALITET	STASJON	DYBDE	AVSTAND TIL MERD	KONSENTRASJON (lav) (pg/L)	KONSENTRASJON (høy) (pg/L)
SKORPA	S1	3-5	1	4,9	12
SKORPA	S2	3-5	40	5,8	14
SKORPA	S3	10-15	40	6,7	16
SKORPA	S4	3-5	500	3,5	8,3
SKORPA	S4	10-15	500	3,5	8,4
SKORPA	S2/3*	*	40	11	26
LABUKTA	L1	3-5	1	2,9	6,8
LABUKTA	L1	10-15	1	10	24
LABUKTA	L2	3-5	40	23	56
LABUKTA	L2	10	40	5,3	13
LABUKTA	L3	3-5	40	2,8	6,7
LABUKTA	L3	10-15	40	5,5	13
LABUKTA	L4	3-5	500	5,3	13
LABUKTA	L4	10-15	500	5,0	12

*Prøvetakeren var først mistet, men gjenfunnet og i henhold til tidspunkt og sted den ble funnet er den enten fra S2 eller S3, ukjent dybde.



Figur 15: Konsentrasjon av emamektin bensoat (EMB, pg/L) i vann under avlusningen ved Nye Skorpa (synkefôr) og Labukta V (flytefôr). Da opptaket av EMB i passive prøvetakere kan variere noe så presenteres resultatene med to scenarioer; høyt og lavt opptak i prøvetakerene.

Tabell 7: Konsentrasjon av emamektin bensoat (EMB, pg/L) i vann under avlusningen ved Nye Skorpa (synkefôr) og Labukta V (flytefôr).

LOKALITET	DATO	DYBDE (m)	KONSENTRASJON (pg/L)
SKORPA	29.7.2022	5	<50
SKORPA	29.7.2022	5	70
SKORPA	29.7.2022	5	<50
SKORPA	29.7.2022	10	130
SKORPA	29.7.2022	10	60
SKORPA	29.7.2022	10	90
LABUKTA	28.10.2022	5	70
LABUKTA	28.10.2022	5	<50
LABUKTA	28.10.2022	5	<50
LABUKTA	28.10.2022	10	<50
LABUKTA	28.10.2022	10	<50
LABUKTA	28.10.2022	10	<50

De passive vannprøvene fra Labukta V og Nye Skorpa viser ingen store forskjeller i vannkonsentrasjoner. Det er sammenlignbare resultater på alle målte punkter ved Labukta V og Nye Skorpa. Det er et stort unntak, en prøve fra Labukta V fra 40m (L2) er fire ganger høyere enn tilsvarende stasjon fra Nye Skorpa og Labukt V (L4) viser ca 1.5 gang høyere konsentrasjon. L2 konsentrasjonen skyldes sannsynligvis at Labukta V hadde en 160 m merd, mens alle de andre merdene var 120 m. Alle passive prøvetakerne og vannprøven ble tatt i forhold til denne 160 m merden. Denne merden hadde 4 tonn mer fisk enn merdene på Nye Skorpa og det ble derfor også foret ut mer EMB holdig medisinfôr til denne merden (Tabell 3). Det er kun en liten forskjell på S4 og L4. I tillegg ligger disse konsentrasjonene så nærme deteksjonsgrensen at de må regnes som like. Vannprøvene siste dag fra merdkanten viser samme tendenser som sedimentprøvene; lavere konsentrasjoner etter bruk av eksperimentelt flytefôr enn tradisjonelt synkefôr. Det er dog viktig å huske at dette er få prøver fra et gitt tidspunkt og at bildet kan være et annet tidligere i føringen. Vannprøvene viser noe høyere konsentrasjoner (der EMB er detektert) enn i de passive prøvetakerne, noe som kan komme av at vannprøven ikke skiller mellom partikulær og løst fase av EMB. Siden EMB har lav løselighet i vann er det grunn til å tro at målte konsentrasjoner i vannprøven er påvirket av EMB knyttet til små partikler i vannet. Tidligere miljøundersøkelser har ikke funnet EMB i målbare konsentrasjoner i vann (Telfer m. fl. 2006), noe som sannsynligvis skyldes lav vannløselighet og dermed lave konsentrasjoner av EMB i vann. Instrumentene på laboratoriet har blitt bedre de siste årene og teknikken med passive prøvetakere er svært anvendbare når strømmen for eksempel påvirkes av tidevannet. Funnet av EMB i vannsøylen i denne undersøkelsen bekrefter derfor resultatene fra modelleringen. Imidlertid er direkte sammenligning vanskelig siden alle målte verdier er nærme deteksjonsgrensen.

3.3.2 EMB i sediment

Lokalitetene Nye Skorpa og Labukta V har begge vært i bruk i mange år. I perioden etter 2013 har det vært utført henholdsvis 5 og 6 avlusninger med virkestoffet EMB på disse to lokalitetene (<https://www.barentswatch.no/fiskehelse/>). Sedimentprøver tatt før utsett av fisk, nullprøver for dette forsøket, viser at det finnes restverdi av EMB på alle stasjonene ved begge lokalitetene (Tabell 8). Dette til tross for at det var minst 1,5 år (18 måneder) siden EMB sist ble brukt. Stasjonene lengst unna anlegget var 500 meter i hovedstrøms retning og 100 m i oppstrøms retning. Dette viser at virkestoffet EMB blir spredd og at nedbrytingen ikke skjer fort nok til at konsentrasjonene kommer under deteksjonsgrenser mellom hver

behandling, for eksempel hvis virkestoffet brukes en gang per produksjonssyklus. Dette betyr at det til enhver tid vil finnes EMB i sediment ved en driftsform som bruker EMB regelmessig.

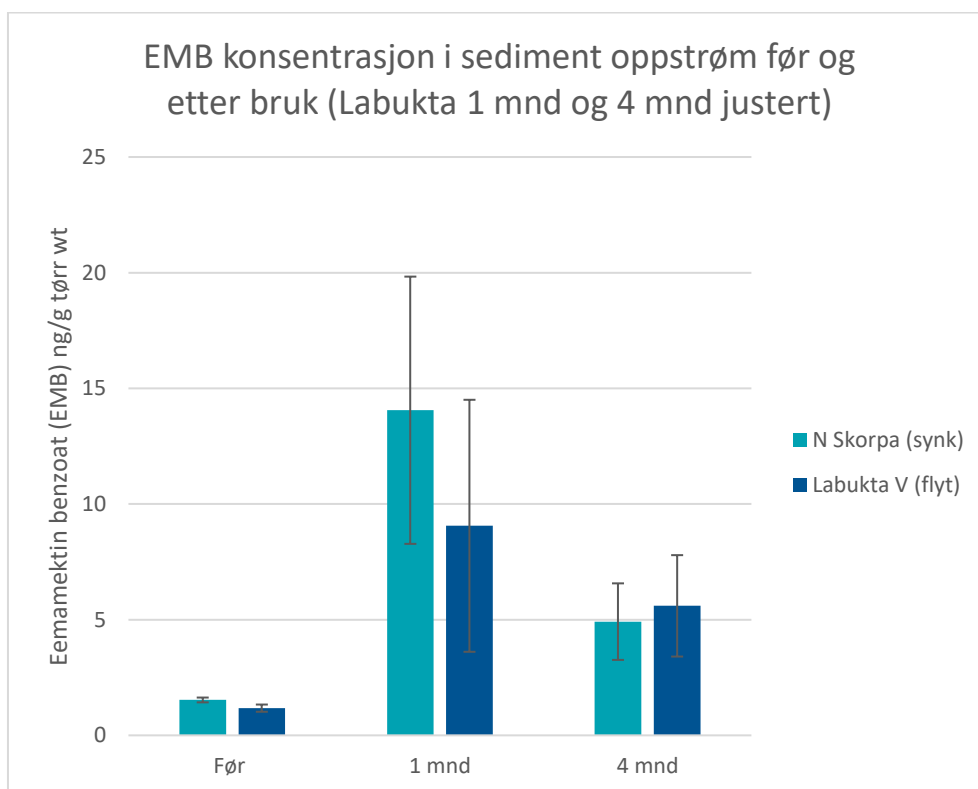
Tabell 8: Konsentrasjon av emamektin bensoat (EMB, ng/g tørrvekt) i sediment før avlusning (mai 2022), en måned etter og fire måneder etter avlusning for lokalitetene Nye Skorpa og Labukta V. Ved Nye Skorpa ble det brukt tradisjonelt synkefôr og på Labukta V eksperimentelt flytfôr. Labukta V justert for mengde EMB brukt.

Stasjon	Avstand (m)	Nye Skorpa			Labukta V		
		Før	1 mnd	4 mnd	Før	1 mnd (justert)	4 mnd (justert)
St1	1	32,4*	25,7	11,8	4,2	14,0	8,7
St2	10	8,2	37,2	17,0	2,1	3,7	9,5
St3	50	4,0	4,8	7,9	1,6	2,3	1,2
St4	500	0,5	0,2	0,1	0,9	1,4	1,2
St5, oppstrøm	1	1,7	27,1	8,6	1,1	22,2	10,7
St6, oppstrøm	10	1,7	12,4	4,6	1,6	4,4	4,4
St7, oppstrøm	100	1,3	2,7	1,6	0,9	0,6	1,7
Gj.sn. hovedstrøm		11,3	17,0	9,2	2,2	5,3	5,2
SE hovedstrøm		6,3	7,5	3,1	0,6	2,5	2,0
Gj.sn. oppstrøm		1,5	14,1	4,9	1,2	9,1	5,6
SE oppstrøm		0,1	5,8	1,7	0,2	5,4	2,2

* Avvik.

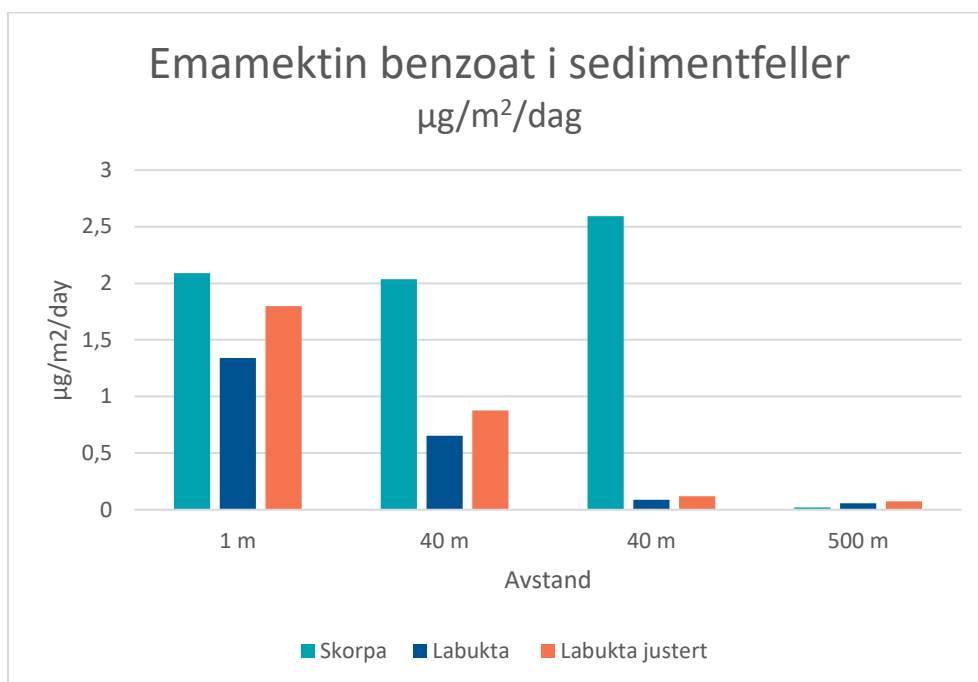
Videre viser resultater fra sedimentene at konsentrasjon i sedimentet øker etter avlusning (Tabell 8) på begge lokalitetene og at konsentrasjonen synker igjen 4 måneder etter bruk. Det ble brukt 127,6 g EMB på Nye Skorpa og 95 g på Labukta V. For å kunne sammenligne resultatene mellom lokalitetene ble derfor konsentrasjonene fra Labukta V (1 og 4 måneder etter bruk) justert for mengde EMB brukt i avlusningen. Dette betyr at tallene presentert i de to kolonnene til høyre i Tabell 8 er høyere enn reelt målt konsentrasjon.

Det er en trend i dataene at økningen i sedimentkonsentrasjon er større på Nye Skorpa, hvor det ble brukt tradisjonelt fôr som synker, i forhold til på Labukta V hvor det eksperimentelle flytfôret ble brukt (Figur 16). Et lite unntak er oppstrøm etter 4 mnd, hvor tallene for Labukta er ubetydelig høyere. Ideelt sett ville illustrasjonen av forskjellene mellom lokalitetene vært vist med stasjoner i hovedstrøms retning, men siden det var et kraftig avvik på stasjon 1 for nullprøven på Nye Skorpa (Tabell 8), og fordi driftsmessige endringene på Labukta V gjorde at stasjonene i hovedstrøms retning ikke gav en sammenlignbar situasjon mellom lokalitetene, så ble oppstrøms retning illustrert (Figur 16). Det ble satt ut færre smolt på Labukta V enn det som var planlagt på grunn av mangel på settefisk. Det ble derfor tatt i bruk færre merder enn planlagt og fisken ble satt i fire merder i den vestlige delen av anlegget. Siden hovedstrøm går i østlig retning ble prosjektets stasjoner 1-4 lengre unna merd med fisk enn det som var planlagt. Stasjonene 5-7 ble ikke påvirket av den manglende leveransen. Konsentrasjonen av EMB i sediment på stasjon 5-7 en måned etter behandling er høyere ved Nye Skorpa enn ved Labukta V (Tabell 8 og Figur 16), men resultatet er ikke statistisk signifikant ($t_{\text{paired}} = 2.96$, $df = 2$, $p = 0.098$).



Figur 16: Emeamektin benzoat (EMB) konsentrasjon i sediment for gjennomsnittet og standard feil fra tre stasjoner (1m, 10m og 100m) oppstrøms fra merdkant.

Sedimentfeller samler opp fallende partikler fra vannsøylen. Fellene som var plassert 1 m, 40 m, 40 m og 500 m fra merdkant i hovedstrøms retning samlet opp sedimenter med 4-109 ng/g tørrvekt med EMB under behandling. Resultatene viser en liten forskjell mellom lokalitetene for stasjon 1 og 2 som stod henholdsvis 1 og 40 m meter fra merdkant (Figur 17). Stasjon 3 (40 m) viser stor forskjell mellom lokalitetene (Figur 17), men stasjon 3 ved Labukta V kan ha vært plassert slik at strømmen ikke har ført EMB holdig sediment bort til denne sedimentfellen (Figur 18). Resultatene fra stasjon 3 blir derfor behandlet som et avvikende resultat. For stasjon 4 som står 500 meter unna anlegget var det lave konsentrasjoner og liten forskjell mellom lokalitetene (Figur 17).



Figur 17: Emamektin benzoat (EMB, $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$) i sedimentfeller plassert 1 m, 40 m, 40 m og 500 m fra merdkant i hovedstrøms retning. Labukta V justert er et teoretisk tall kompensert for mindre mengde EMB brukt under behandling.

Sedimentfellene indikerer et lavere avtrykk av EMB til sedimenter ved bruk av flytefôr under behandling. Figur 17 indikerer hele 14 % og 57 % mindre fotavtrykk ved stasjon 1 og 2, henholdsvis. Det er viktig å si at dette bare er en test og at alle fysiske og driftsmessige faktorer kan påvirke resultatene. Det er derfor viktig å være forsiktig med å trekke konklusjoner selv om denne testen viser lovende resultater.

4 Miljørisikovurdering

Miljørisikovurdering er et verktøy som brukes til å karakterisere risiko for å sikre beskyttelse av miljøet. Dagens risikovurderingsprosedyrer inkluderer ulike beregninger av arters toleranse for kjemisk eksponering. Ulike økotoksikologiske enheter kan benyttes i risikovurdering, slik som konsentrasjoner som forårsaker dødelighet for 50 % av eksponerte individer (LC_{50}) og konsentrasjonen der ingen effekt oppstår (NEC for enkelt arter, PNEC for hele biologiske samfunn). I EUs tekniske veiledningsdokument for risikovurdering (ETG) (EC 2003) og US-EPA-veiledning om risikovurdering presenteres internasjonalt aksepterte og anbefalte metoder for risikovurdering. Metoden går ut på å sammenligne (PNEC) med den forventende konsentrasjoner av ett kjemikalie i miljøet (PEC).

Ved å sammenligne PNEC verdier for EMB, med resultater fra oseanografisk modellering av PEC-verdier ser vi at konsentrasjoner i sediment og vann overskrider grenseverdier for effekt, både på Labukta V og Nye Skorpa (se illustrasjoner i AP 3 for områder som overskrider grenseverdi i vann (Figur 11 og Figur 12) og sediment (Figur 13 og Figur 14). Ifølge de internasjonale retningslinjene for miljørisikovurdering, kan man da forvente negative miljøeffekter. Videre studier, og eller risikoreduserende tiltak bør gjennomføres. Dette er for øvrig ikke unikt for Labukta V og Nye Skorpa, da flere norske studier de siste årene har vist at det er risiko for skadelige konsentrasjoner etter utslipp av ulike lusemidler (f.eks Refseth m. fl. 2019, Arnberg m. fl. 2023).

I dette prosjektet benyttes en tverrfaglig tilnærming som muliggjør en evaluering utover tradisjonell risikovurdering. Vi har foretatt reelle feltmålinger som også kan sammenlignes med PEC og PNEC verdier. Resultatene fra prøvetakingen med passive vannprøvetakere viser at EMB er påvist på alle stasjoner i den frie vannmassen, disse er alle under grenseverdien (PNEC) for EMB i vann ($0,0008 \mu\text{g/L}$). EMB har lav vannløselighet og lav flyktighet (SEPA 2017). Disse egenskapene tilsier at EMB i liten grad fordamper eller løses i vann, men vil bindes til overflater og partikulært materiale, slik som partikler. Det var generelt små forskjeller i EMB konsentrasjoner mellom Labukta V og Nye Skorpa, men vannprøvene siste dag fra merdkanten viser lavere konsentrasjoner etter bruk av flytefôr sammenlignet med tradisjonelt synkefôr.

Alle sedimentkonsentrasjonen fra felt viste overskridelser, altså høyere konsentrasjoner enn grenseverdi for effekt for fjernsonen, både på Labukta V og Nye Skorpa (Tabell 9).

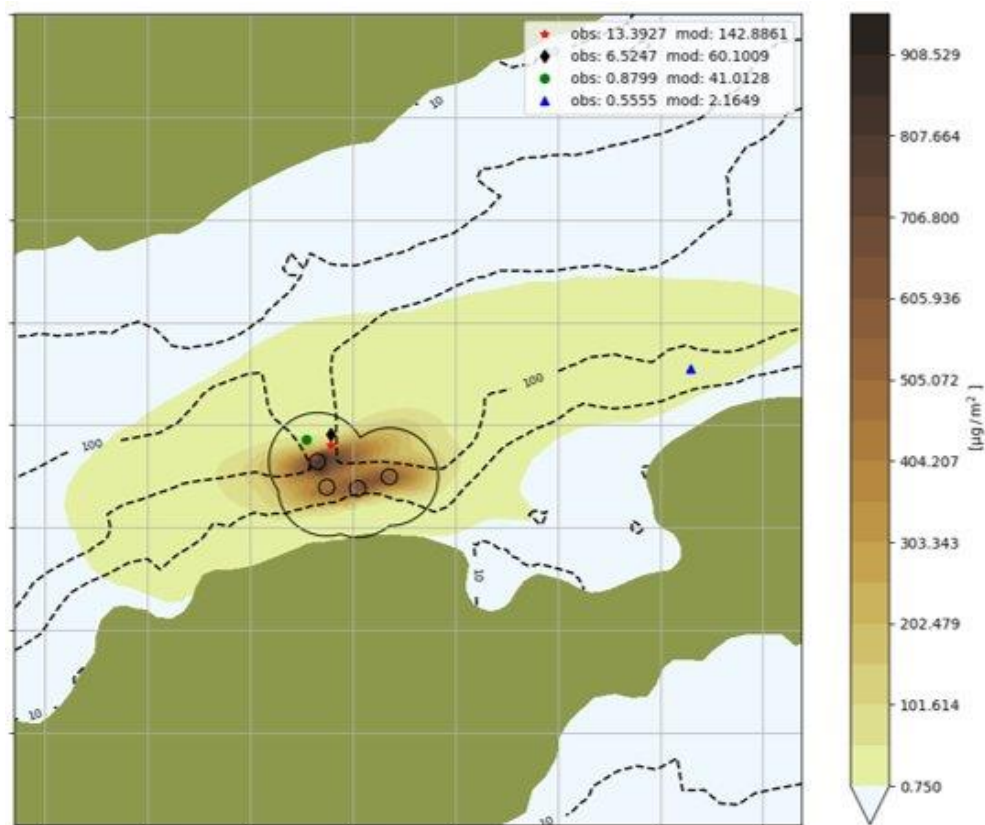
Tabell 9: Målte EMB konsentrasjoner i sediment på Labukta V og Nye Skorpa 19 måneder etter forrige gangs bruk (nullprøve) og 1 og 4 måneder etter behandling, henholdsvis. Fargekodene angir overskridelser av ulike grenseverdier; rødt: LOEC for hummer, oransje: SEPA verdi for nærsone, gult: SEPA -verdi for fjernsonen. Grønt: under grenseverdi for fjernsone.

Grenseverdi (µg/kg = ng/g)		
Hummer LOEC	17,1	
Nærsone	0,235	
Fjernsone	0,024	
Under SEPA grenseverdi	<0,024	

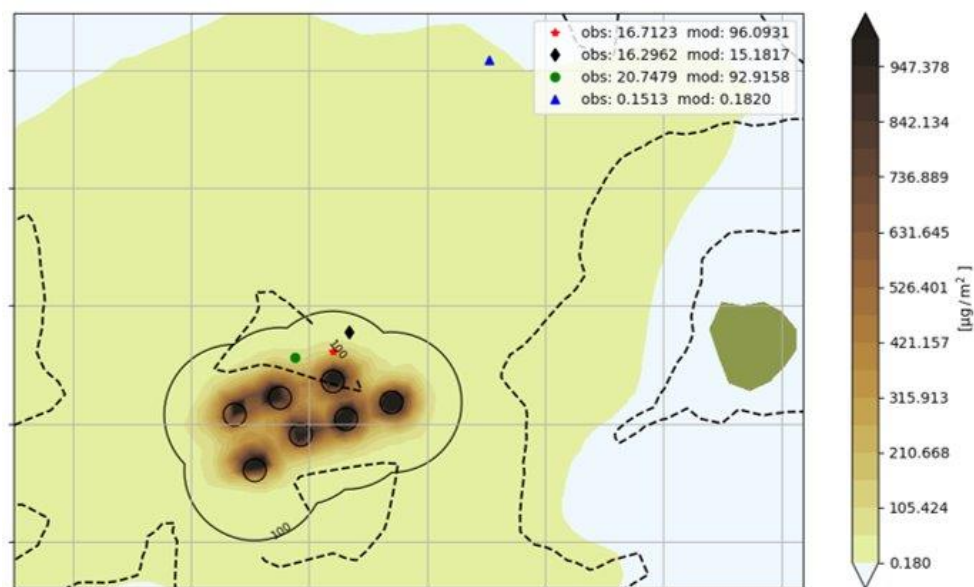
				Antall måneder siden siste EMB behandling					
				19	19	1	1	4	4
				Nye	Labukta	Nye	Labukta	Nye	Labukta
Stasjon	Avstand m	Strøm		Skorpa	Labukta	Skorpa	Labukta	Skorpa	Labukta
0-2 cm n = 2	1	1	Hoved	32,4	4,21	25,7	10,4	11,8	6,47
	2	10	Hoved	8,23	2,10	37,2	2,72	17,0	7,11
	3	50	Hoved	3,98	1,58	4,82	1,70	7,89	0,92
	4	500	Hoved	0,485	0,895	0,22	1,02	0,105	0,90
	5	1	Oppstrøm	1,66	1,06	27,1	16,6	8,59	8,00
	6	10	Oppstrøm	1,66	1,55	12,4	3,28	4,56	3,26
	7	100	Oppstrøm	1,28	0,92	2,72	0,415	1,60	1,26
0-5 cm n = 1	1	1	Hoved	31,6	5,14	21,2	5,81	12,7	4,13
	2	10	Hoved	9,21	2,14	28,2	2,91	15,4	1,37
	3	50	Hoved	4,18	1,77	6,33	1,97	4,91	1,03
	4	500	Hoved	0,61	0,97	0,32	0,79	0,09	0,38
	5	1	Oppstrøm	1,57	0,99	2,73	3,03	8,63	1,84
	6	10	Oppstrøm	1,21	0,85	4,13	1,25	4,98	3,19
	7	100	Oppstrøm	1,39	0,67	2,22	0,86	1,45	1,01

Resultatene viste også at det finnes restverdi av EMB i sediment på alle stasjonene, dette til tross for at det var minst 1,5 år siden EMB sist ble brukt. EMB i sedimenter er svært stabilt, noe som gjør at konsentrasjonene ikke kommer under deteksjonsgrenser mellom hver gang det brukes. Dette er en ytterligere miljørisiko siden konsentrasjonene i sediment kan bygges ytterligere opp for hver gang EMB brukes.

Det er utenfor prosjektets økonomiske og tidsmessige rammer å gjøre en fullstendig sammenligning av felldata og modellerte data for validering av FVCOM modellen. Vi har imidlertid gjort en sammenstilling av illustrasjoner fra oseanografisk modellering (AP3) med resultater fra felldata (AP2). Sammenlignet med felldata, så overpredikerer modellen under og nært merd i forhold til resultatene fra sedimentfeller, men 500 m fra merd er det veldig god overenstemmelse mellom modell og målte verdier (Figur 18 og Figur 19).



Figur 18: Sammenligning mellom modellerte og målte konsentrasjoner av EMB i sediment på Labukta V. De fargede figurene på kartet viser målte verdier fra de 4 sedimentfellene.



Figur 19: Sammenligning mellom modellerte og målte konsentrasjoner av EMB i sediment på Nye Skorpa. De fargede figurene på kartet viser målte verdier fra de 4 sedimentfellene.

Den tverrfaglige tilnærmingen som inkluderer resultater fra både økotoksikologi, oseanografisk modellering og feltundersøkelser viser at det er en miljørisiko forbundet med bruk av EMB, både på Labukta V og på Nye Skorpa. Den nye tildelingsmetoden for fôrlegemidler medfører imidlertid en redusert miljøbelastning. Tildeling av fôrlegemidler

via fôr med positiv oppdrift kan dermed anses som et risikoreduserende tiltak. Det ble modellert 5 % reduksjon (kalkulasjon fra modellen) og målt 14 – 50 % reduksjon (Figur 17) av EMB konsentrasjoner ved bruk av ny tildelingsmetode. Den nye metoden i seg selv er ikke et tilstrekkelig risikoreduserende tiltak for å komme under grenseverdi i områdene ved merden. Men omfanget av skadelige konsentrasjoner begrenses, siden områdene med verdier over SEPA sine grenseverdier blir mindre sammenlignet tradisjonelt synkefôr. Vi understreker imidlertid at modelleringen er gjort under gjeldende produksjonsforhold på de lokalitetene, og at faktorer som tetthet av fisk på de to lokalitetene kan påvirke resultatet. Dette er produksjonstekniske forhold som vi ikke kunne kontrollere i dette prosjektet. Fremtidige modelleringer bør gjennomføres med enda mer sammenlignbare produksjonsforhold for å kunne gi et mer nøyaktig bilde.

Uansett hvilke medikamenter som brukes for avlusning forventes det restkonsentrasjoner i miljøet etter bruk. Spørsmålet som må stilles er om dette er akseptable verdier og i hvor store områder overskridelser kan aksepteres. Norge har i dag ingen standardregulering og overvåking av lusemidler. I enkelte tilfeller kan oppdretter bli pålagt miljøundersøkelser med analyse av restkonsentrasjoner i sediment av miljømyndigheter (for eksempel Statsforvalter). Det er også forventet at det vil komme krav i ASC-standard og/eller at norske myndigheter vil komme med krav, noe som gjør at enkelte selskaper i dag gjør miljøundersøkelser av egen interesse.

Av praktiske grunner kan de ytterste stasjonene i B/C undersøkelser bli definert som fjernsone og de andre som nærsone, og internasjonale grenseverdier tilsvarende nær/fjernsone finnes for de fleste lusemidlene. Vårt prosjekt viser at vi har metoder både for risikovurdering, overvåking og et nytt risikoreduserende tiltak: å føre laksen med fôr som har positiv oppdrift.

Resultatene i dette prosjektet er fremskaffet i et begrenset område, og med begrenset antall feltprøver, og modellering basert på gjeldende produksjonsforhold på de to lokalitetene. Selv om det bør gjennomføres flere feltnålinger, så gir sammenfatningen av resultater fra ulike deler av prosjektet en god indikasjon på lavere miljørisiko ved bruk av fôr med positiv oppdrift. Vi antar at lignende resultater også kan oppnås ved andre lokaliteter andre steder i landet, og at den nye tildelingsmetoden kan være et relevant risikoreduserende tiltak for hele den norske oppdrettsnæringen.

Selv om våre resultater indikerer at flytefôr er et risikoreduserende tiltak, så viser også resultatene at EMB utslipp innebærer en påvirkning og risiko for miljøet i lang tid etter en avlusning. Mesteparten av EMB passerer gjennom feces uten å bli tatt opp i fisken.

Miljøforbedringen ved bruk av flytefôr kan være betydelig om man oppskalerer områder med redusert belastning (basert på resultater fra denne rapporten som viser noen prosenter forbedring) til hele Norskekysten. I dag har Norge ca 1200 lokaliteter med ca 700 som til enhver tid inneholder fisk. En liten forbedring betyr mye når det skaleres opp, og med en forventet økt produksjon vil miljøgevinsten bli enda større. Resultatene fra prosjektet viser at medisinfôr med positiv oppdrift er et nytt risikoreduserende tiltak for akvakulturnæringen. Dette er så langt vi kjenner til første stadium av et slikt tiltak og flere studier av ytterligere forbedret automatisert tildeling/fôring må gjennomføres før endelig konklusjon kan trekkes.

5 Oppsummering/konklusjon

- I dette prosjektet har vi brukt en tverrfaglig tilnærming for å risikovurdere utslipp av EMB. Resultatene viser at vi har et solid verktøy for å evaluere miljørisiko med relativ høy presisjon.
- En økotoksdatabase for alle fôrlegemidler som er i bruk i Norge er nå publisert via Zenodo. Denne kan oppdateres etter hvert som ny kunnskap kommer inn.
- Det er miljørisiko forbundet med utslipp av EMB til miljø.
- Hovedmålet i prosjektet var å svare på om en ny tildelingsmetode for fôrlegemidler gir mindre miljørisiko. Resultatene fra prosjektet indikerer at fôr med positiv oppdrift er et risikoreduserende tiltak.
- Betydning av reduserte konsentrasjoner i tid og rom oppskalert for hele kysten kan være betydelig for dagens produksjon og ikke minst ved fremtidig vekst. Dette vil gi nytteverdi for næringen i forhold til målet om dobbelt matproduksjon og samtidig mindre miljøavtrykk fram mot 2030.
- Bruk av fôr med positiv oppdrift som eneste risikoreduserende tiltak er ikke nok for å kunne komme under internasjonale grenseverdier for miljøpåvirkning (SEPA) i områdene rundt merd.
- Forsøkene i prosjektet har vist at flytefôr kan distribueres i full skala og vi forventer at lignende resultater med forbedret miljøtilstand også kan oppnås andre steder i landet. Den nye tildelingsmetoden er derfor et aktuelt risikoreduserende tiltak for hele den norske oppdrettsnæringen. Vi understreker imidlertid at det er behov for å gjenta forsøkene fra dette prosjektet for å forbedre datagrunnlaget og for å validere resultatene vi har funnet.

6 Referanser

- Akvakulturforskriften. Sist endret 2023. Forskrift om drift av akvakulturanlegg (akvakulturdriftsforskriften). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2008-06-17-822>.
- Alexander, A.C. 2006. Sublethal effects of imidacloprid on mayflies and oligochaetes. M.Sc. thesis. University of New Brunswick, Fredericton.
- Alexander AC, Culp JM, Liber K, Cessna AJ. 2007. Effects of insecticide exposure on feeding inhibition in mayflies and oligochaetes. *Environ. Toxicol. Chem.* 26(8): 1726-1732.
- Allan, I. J., Nilsson, H. C., Tjensvoll, I., Bradshaw, C., & Næs, K. 2011. Mobile passive samplers: Concept for a novel mode of exposure. *Environmental Pollution*, 159(10), 2393-2397.
- Andersen, P. 2011. Rapport Aqua Kompetanse AS. Lokaliteten: Nye Skorpa, Herøy kommune. Strømmålinger. Overflate-, dimensjonerings- og spredningsstrøm.
- Arnberg, M., Refseth, G.H., Allan, I.J., Benedetti, M., Regoli, F., Tassara, L., Sagerup, K., Drivdal, M., Nøst, O.A., Evenset, A., Carlsson, P., 2023. Acute and Sublethal Effects of Deltamethrin Discharges from the Aquaculture Industry on Northern Shrimp (*Pandalus borealis* Krøyer, 1838): Dispersal Modeling and Field Investigations. *Environ. Sci. Technol.* 57, 3602–3611. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07459>.
- Bannister, R., Johnsen, I., Hansen, P., Kutti, T., & Asplin, L. (2016). Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science* 73, 2408-2419. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 2408-2419.
- Barrett SB, Khan T, Kennedy CJ. 2018. Toxicity testing of Atlantic salmon aquaculture chemotherapeutants on spot prawns and benthic invertebrates. *Salish Sea Ecosystem Conference*: <https://cedar.wvu.edu/ssec/2018ssec/allsessions/238/>.
- Bechmann RK, Lyng E, Berry M, Kringstad A, Westerlund S. 2017. Exposing Northern shrimp (*Pandalus borealis*) to fish feed containing the antiparasitic drug diflubenzuron caused high mortality during molting, *J Toxicol. Environ. Health*, DOI: 10.1080/15287394.2017.1352213.
- Bechmann, R.K, Lyng, E., Westerlund, S., Bamber, S., Berry, M., Arnberg, M., Kringstad, A., Calosi, P., Seear P.J. 2018. Early life stages of Northern shrimp (*Pandalus borealis*) are sensitive to fish feed containing the anti-parasitic drug diflubenzuron. *Aquatic Toxicology*. 198:82-91 <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.02.021>.
- Bechmann, R.K, M., Arnberg, Gomiero, A., Westerlund, S., Lyng, E., Berry, M., Thorleifur Agustsson, T., Jager, T., Burrridge, L. E. 2019. Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp (*Pandalus borealis*) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 180: 473-482.
- Bechmann, R.K, M., Arnberg, S. Bamber, E. Lyng, S. Westerlund, J. T. Rundberget, A. Kringstad, P. J. Seear, Burrridge, L. E. 2020. Effects of exposing shrimp larvae (*Pandalus borealis*) to aquaculture pesticides at field relevant concentrations, with and without food limitation. *Aquatic Toxicology*. 222: 105453. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105453>.
- Benskin, J., Ikonomou, M., Surridge, B., Dubetz, B. & Klaassen, E., 2016. Biodegradation potential of aquaculture chemotherapeutants in marine sediments. *Aquaculture Research*, Volume 47, Issue 2, Pages 482-497.
- Booij, K., Smedes, F., Allan, I., 2017. Guidelines for determining polymer-water and polymer-polymer partition coefficients of organic compounds. *ICES Tech. Mar. Environ. Sci.*

- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I. J., Molvaer, J., Magnusson, J., ... & Nilsson, H. C. 2012. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution*, 170, 232-241.
- Bruggeman, J. og Bolding, K. (2014). A general framework for aquatic biogeochemical models, *Environmental modelling and software*, Vol 61, 249-265, 2014.
- Burridge, L. 2003. Chemical Use in Marine Finfish Aquaculture in Canada: A Review of Current Practices and Possible Environmental Effects Fisheries and Oceans Canada, Ottawa.
- Burridge, L. E., N. Hamilton, S. L. Waddy, K. Haya, S. M. Mercer, R. Greenhalgh, R. Tauber, S. V. Radecki, L. S. Crouch, and P. G. Wislocki. 2004. Acute toxicity of emamectin benzoate (SLICE™) in fish feed to American lobster, *Homarus americanus*. *Aquaculture Research* 35:713-722.
- Burridge, L., J. S. Weis, F. Cabello, J. Pizarro, and K. Bostick. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306:7-23.
- Butcherine P, Kelaher BP, Taylor MD, Barkla BJ, Benkendorff K. 2020. Impact of Imidacloprid on the Nutritional Quality of Adult Black Tiger Shrimp (*Penaeus monodon*), *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 198:9.
- Chen C., Liu H. & Beardsly R.C. 2003. An unstructured grid, finite-volume, three-dimensional, primitive equation ocean 10 model: Application to coastal ocean and estuaries, *J. Atm. Oce. Tech.*, Vol 20.
- Chen XD, Culbert E, Hebert V, Stark JD. 2010. Mixture Effects of the Nonylphenyl Polyethoxylate, R-11 and the Insecticide, Imidacloprid on Population Growth Rate and Other Parameters of the Crustacean, *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 73(2): 132-137.
- Cheng B, Van Smeden J, Deneer J, Belgers D, Foekema E, Roessink I, ... Van den Brink PJ. 2020. The chronic toxicity of emamectin benzoate to three marine benthic species using microcosms. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 194: 110452.
- Christiansen ME, Costlow JD, m. fl. 1978. Effects of the insect growth regulator Dimilin® (TH 6040) on larval development of two estuarine crabs. *Marine Biology* 50(1): 29-36.
- Christiansen ME, Costlow JD. 1980. Persistence of the insect growth regulator Dimilin® in brackish water: a laboratory evaluation using larvae of an estuarine crab as indicator. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33(1): 327-332.
- Codiga, D. L. 2011. Unified tidal analysis and prediction using the UTide Matlab functions. GSO Technical Report 2011-01, 60 pp.
- Cunningham og Myers. 1987. Effects of diflubenzuron (Dimilin®) on survival, molting, and behavior of juvenile fiddler crabs, *Uca pugilator*, *Archives Environ. Contam. Toxicol.* 16:745-754.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2009. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance teflubenzuron. *European Food Safety Authority, EFSA Journal* 2009; 7(1): RN-184, 106 pp.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2018. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance imidacloprid considering the uses as seed treatments and granules. *EFSA Journal* 2018;16(2):5178, 113 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5178>.
- Egbert, G. D., and S. Y. Erofeeva. 2002. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. *Journal of Atmospheric and Oceanic technology* 19:183-204.
- 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.
- European Medicines Evaluation Agency. 1999. *Diflubenzuron. Summary Report (2)*. Canary Wharf: European Medicines Evaluation Agency. *Teflubenzuron. Summary Report (2)*. Canary Wharf: European Medicines Evaluation Agency.
- Eisler R. 1992. Diflubenzuron Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. Biological report nr 4. U. S. Fish and Wildlife Service Patuxent Wildlife Research Center.
- Elbert, A., B. Becker, J. Hartwig, and C. Erdelen. 1991. Imidacloprid-a new systemic insecticide. Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer (Germany, FR).
- Escobar-Lux, R. H., and O. B. Samuelsen. 2020. The Acute and Delayed Mortality of the Northern Krill (*Meganyctiphanes norvegica*) When Exposed to Hydrogen Peroxide. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 105:705-710.
- Espedal, P. G., K. A. Glover, T. E. Horsberg, and F. Nilsen. 2013. Emeactin benzoate resistance and fitness in laboratory reared salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*). Aquaculture 416:111-118.
- European Medicines Evaluation Agency. 1999a. Diflubenzuron. Summary Report (2). Canary Wharf: European Medicines Evaluation Agency.
- European Medicines Evaluation Agency. 1999b. Teflubenzuron. Summary Report (2). Canary Wharf: European Medicines Evaluation Agency.
- Frantzen Marianne, Bytingsvik Jenny, Tassara Luca, Reinardy Helena. C, Harlaug Refseth Gro, Watts Ellie J, Evenset Anita, Effects of the sea lice bath treatment pharmaceuticals hydrogen peroxide, azamethiphos and deltamethrin on egg-carrying shrimp (*Pandalus borealis*), Marine Environmental Research, Volume 159, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105007>.
- Gismervik, K., Gåsnes, S.K., Gu, J., Stien, L.H., Madaro, A., Nilsson, J. 2019. Thermal injuries in Atlantic salmon in a pilot laboratory trial, Veterinary and Animal Science, Volume 8. 100081, ISSN 2451-943X, <https://doi.org/10.1016/j.vas.2019.100081>.
- Grefsrud, E., K. Glover, B. Grøsvik, V. Husa, Ø. Karlsen, T. Kristiansen, B. Kvamme, S. Mortensen, O. Samuelsen, L. Stien, and T. Svåsand. 2018. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018. Institute of Marine Research.
- Hestnes, I. 2017. Måling av overflate (5m), dimensjonering (15m), sprednings- og bunnstrøm ved LabuktaV november-desember 2016. Rapport Åkerblå.
- Husa, V., T. Kutti, E. S. Grefsrud, A.-L. Agnalt, Ø. Karlsen, R. J. Bannister, O. Samuelsen, and B. E. Grøsvik. 2016. Effekter av utslipp fra akvakultur på spesielle marine naturtyper, rødlista habitat og arter. Kunnskapstatus. M-504/2016, Havforskningsinstituttet.
- Havforskningsinstituttet. 2018. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2018.
- Havforskningsinstituttet. 2020. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2020.
- Langford, K.H., Øxnevad, 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. <https://doi.org/10.1021/es5005329>.
- Legemiddelverket. 1997. <http://www.legemiddelverket.no/layouts/Preparatomtaler/Spc/1997-03650.pdf?id=25062014095230>.
- Macken A, Lillicrap A, Langford K. 2015. Benzoylurea Pesticides Used as Veterinary Medicines in Aquaculture: Risks and Developmental Effects on Nontarget Crustaceans. Environ. Toxicol. Chem.34(7): 1533-1542.
- Martins, S., Arnberg, M., Refseth, G.H. 2023. Norwegian Aquaculture Ecotox Database. Open database on Zenodo; zenodo.org/record/7740223. Doi 10.5281/zenodo.7740223.
- Mayor DJ, Solan M, Martinez I, Murray L, McMillan H, Paton GI, Killham K. 2008. Acute toxicity of some treatments commonly used by the salmonid aquaculture industry to

- Corophium volutator* and *Hediste diversicolor*. Whole sediment bioassay tests. Aquaculture, 285(1-4), 102-108.
- Miljødirektoratet. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. M-608, Miljødirektoratet.
- Morrissey CA, Mineau P, Devries JH, Sanchez-Bayo F, Liess M, Cavallaro MC, et al. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. Environ Int. 74:291–303.
- Moza PN, Hustert K, Feicht E, Kettrup A. 1998. Photolysis of imidacloprid in aqueous solution. Chemosphere 36(3):497–502.
- Ness, J., P. 2014. Rapport Helgeland Havbruksstasjon As. Nye Skorpa Profil September 2014.
- Nyman, A. M., Hintermeister, A., Schirmer, K., Ashauer, R. 2013. The Insecticide Imidacloprid Causes Mortality of the Freshwater Amphipod *Gammarus pulex* by Interfering with Feeding Behavior. PLoS ONE 8(5).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062472>.
- Osterberg JS, Darnell KM, Blickley TM, Romano JA, Rittschof D. 2012. Acute Toxicity and Sub-Lethal Effects of Common Pesticides in Post-Larval and Juvenile Blue Crabs, *Callinectes sapidus*, J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 424/425:5-14.
- Park, A. 2013. The biological effects of emame+Q176:T181ctin benzoate (Slice®) on spot prawn (*Pandalus platyceros*). Master Thesis, University of Victoria (Canada).
- Parsons, Aoife E., Rosa H. Escobar-Lux, Pål Næverlid Sævik, Ole B. Samuelsen, and Ann-Lisbeth Agnalt. "The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster (*Homarus gammarus*) larvae in the Norwegian marine environment." Environmental Pollution (2020): 114725. Lenke:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114725>
- Refseth, Gro Harlaug, Ole Anders Nøst, Anita Evenset, Luca Tassara, Håvard Espenes, Magnus Drivdal, Starrlight Augustin, Ole Samuelsen, Ann Lisbeth Agnalt. 2019. Risk assessment and risk reducing measures for discharges of hydrogen peroxide (H₂O₂) Ecotoxicological tests, modelling and SSD curve. Oceanographic modelling, Akvaplan-niva report 8948-1.
- Röhrs, J. A. (2018). NorShelf: A reanalysis and data-assimilative forecast model for the Norwegian Shelf Sea. Met report, www.researchgate.net, 37.
- Samuelsen m. fl. 2014. Mortality and deformities in European lobster (*Homarus gammarus*) juveniles exposed to the anti-parasitic drug teflubenzuron, Aquatic Toxicology 149: 8–15.
- Samuelsen, O. B., Lunestad, B. T., Hannisdal, R., Bannister, R., Olsen, S., Tjensvoll, T., et al. 2015. Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. Sci. Total Environ. 508, 115–121. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.11.082.
- Samuelsen, O. B. 2016. Persistence and stability of teflubenzuron and diflubenzuron when associated to organic particles in marine sediment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 96, 224–228. doi: 10.1007/s00128-015-1707-1.
- Samuelsen m. fl. 2020. Mortality in the rockpool shrimp *Palaemon elegans* following long-term exposure to low doses of the anti-parasitic drug teflubenzuron, Aquacult Environ Interact 12: 23–29, 2020.
- Selvik, A., Hansen, P. K., Ervik, A., and Samuelsen, O. B. (2002). The stability and persistence of diflubenzuron in marine sediments studied under laboratory conditions and the dispersion to the sediment under a fish farm following medication. Sci. Total Environ. 285, 237–245. doi: 10.1016/s0048-9697(01) 00936-6.
- SEPA (Scottish Environmental Protection Agency). 1999. Scottish Environment Protection Agency, Fish Farm Advisory Group. Emamectin Benzoate use in Marine Fish Farms: An Environmental Risk Assessment. SEPA Board Paper 65/99.

- SEPA (Scottish Environmental Protection Agency). 2017. Review of Environmental Quality Standard for Emamectin Benzoate. Report Reference: UC12191.03.
- Smit C. E., Posthuma-Doodeman C. J. A. M., van Vlaardingen P. L. A & de Jong F. M. W. 2015. Ecotoxicity of Imidacloprid to Aquatic Organisms: Derivation of Water Quality Standards for Peak and Long-Term Exposure, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 21:6, 1608-1630, DOI: 10.1080/10807039.2014.964071.
- Song MY, Stark JD, Brown JJ. 1997. Comparative Toxicity of Four Insecticides, Including Imidacloprid and Tebufenozide, to Four Aquatic Arthropods. Environ. Toxicol. Chem. 16(12): 2494-2500.
- Song MY, Brown JJ. 1998. Osmotic Effects as a Factor Modifying Insecticide Toxicity on *Aedes* and *Artemia*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 41:195-202.
- Smit C. E., Posthuma-Doodeman C. J. A. M., van Vlaardingen P. L. A & de Jong F. M. W. (2015) Ecotoxicity of Imidacloprid to Aquatic Organisms: Derivation of Water Quality Standards for Peak and Long-Term Exposure, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 21:6, 1608-1630, DOI: 10.1080/10807039.2014.964071
- Stoughton, S.J. 2006. Toxicity of imidacloprid to two aquatic invertebrates, *Chironomus tentans* and *Hyaella azteca*, under different exposure conditions. M.Sc. Thesis. University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Strachan, F., Kennedy, C.J. 2021. The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture. Elsevier, Aquaculture.
- Strachan, F., Kennedy, C.J. 2021. The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture. Elsevier, Aquaculture.
- Sumon KA, Ritika, AK, Peeters ETHM, Rashid H, Bosma RH, Rahman MS, Fatema MK, Van Den Brink PJ. 2018. Effects of Imidacloprid on the Ecology of Sub-Tropical Freshwater Microcosms. Environ. Pollut. 236:432-441.
- Suvare V, Kulkarni AS, Tendulkar MV, Mavalankar S, Guhagarkar AM. 2010. Effect of Acute Toxicity of Imidacloprid on Glycogen Metabolism in Estuarine Clam, *Katelysia opima* (Gmelin), Nat. Environ. Pollut. Technol. 9(1): 69-72.
- Sæther, K., Refseth, G.H., Bahr, G., Sagerup, K. 2016. Kunnskapsstatus lusmidler og miljøpåvirkning. Akvaplan-niva rapport 8136-1.
- Tassou og Schulz. 2011. Two-generation effects of the chitin synthesis inhibitor, teflubenzuron, on the aquatic midge *Chironomus riparius*, Ecotoxicol. Environ. Safety 74:1203–1209.
- Telfer, T., D. Baird, J. McHenery, J. Stone, I. Sutherland, and P. Wislocki. 2006. Environmental effects of the anti-sea lice (Copepoda: Caligidae) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. Aquaculture 260:163-180.
- Touart L.W., Rao K.R. 1987. Influence of diflubenzuron on survival, molting, and limb regeneration in the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. Pages 333-349 in W. B. Vernberg, A. Calabrese, F. P. Thurberg, and F. J. Vernberg, editors. Pollution physiology of estuarine organisms. University of South Carolina Press, Columbia.
- Van Aggelen GC, Linssen M, Endris R. 2003. Toxicity of emamectin benzoate in commercial fish feed to adults of the spot prawn and dungeness crab. In Oceans 2003. Celebrating the Past... Teaming Toward the Future (IEEE Cat. No. 03CH37492) (Vol. 3, pp. 1205-1208). IEEE.
- Veldhoen N, Ikonomou MG, Buday C, Jordan J, Rehaume V, Cabecinha M, ... Helbing CC. 2012. Biological effects of the anti-parasitic chemotherapeutant emamectin benzoate on a non-target crustacean, the spot prawn (*Pandalus platyceros* Brandt, 1851) under laboratory conditions. Aquatic Toxicol., 108, 94-105.

- Ward, G.S. 1990. NTN 33893 technical: acute toxicity to the mysid, *Mysidopsis bahia*, under flow-through test conditions. Toxicon Environmental Sciences, Jupiter, Florida (performing laboratory). Mobay Corporation, Kansas City, Missouri (submitting laboratory). 46 pp. Mobay Report No. 100355.
- Water Quality Criteria Report for Imidacloprid Phase III: Application of the pesticide water quality criteria methodology. 2019
- Waddy SL, Merritt VA, Hamilton-Gibson MN, Aiken DE, BurrIDGE LE. 2007. Relationship between dose of emamectin benzoate and molting response of ovigerous American lobsters (*Homarus americanus*). Ecotoxicol. Environ. safety, 67(1), 95-99.
- Ward GS. 1991. NTN 33893 Technical: Chronic Toxicity to the Mysid *Mysidopsis bahia* Under Flow-Through Test Conditions. Toxicon Environmental Sciences, Jupiter, FL, Miles Report No.101347:87 p.
- Weis JS, Ma A. 1987. Effects of the pesticide diflubenzuron on larval horseshoe crabs, *Limulus Polyphemus*, Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39(2): 224-228.
- Welker T.L, Overturf K., Snyder S., Liu K., Abernathy J., Frost J. & Barrows F.T. 2018. Effects of feed processing method (Extrusion and expansion-compression pelleting) on water quality and growth of rainbow trout in a commercial setting, Journal of Applied Aquaculture, 30:2, 97-124, DOI: 10.1080/10454438.2018.1433095.
- Willis KJ, Ling N. 2003. The toxicity of emamectin benzoate, an aquaculture pesticide, to planktonic marine copepods. Aquaculture, 221(1-4): 289-297.
- WRc. 2017. Review of Environmental Quality Standard for Emamectin Benzoate. Scottish Environment Protection Agency Report Reference: UC12191.03.
- WRc. 2000. Review of SEPA's Environmental Assessment for Emamectin Benzoate. WRc Report Ref: Co 4871/1.
- Özdemir S, Altun S, Arslan H. 2017. Imidacloprid exposure cause the histopathological changes, activation of TNF- α , iNOS, 8-OHdG biomarkers, and alteration of caspase 3, iNOS, CYP1A, MT1 gene expression levels in common carp (*Cyprinus carpio* L.). Toxicol Rep. 27;5:125-133.

7 VEDLEGG

7.1 Vedlegg 1. Beskrivelse av økotoksstudier for emamektin bensoate på krepsdyr

Økotoksikologiske data for en rekke krepsdyr finnes i reviewen: "Review of Environmental Quality Standard for Emamectin Benzoate" Scottish Environment Protection Agency 2017". Teksten under er delvis hentet fra denne reviewen samt andre artikler og rapporter.

Den mest følsomme arten som er testet for EMB i akutte studier er krepsdyret *Americamysis bahia*, med en LC₅₀ på 0,04 µg/L. Også i kroniske studier var denne mest følsom, med en kronisk NOEC på 0,087 µg/L (WRc 2000). Følsomheten til tre livsstadier av fire marine hoppekrepsarter (*Acartia clausi*, *Pseudocalanus elongatus*, *Temora longicornis* og *Oithona similis*) ble vurdert i en 48-timers eksponering etterfulgt av en periode i sjøvann (Willis og Ling 2003). 48-timers EC₅₀-verdier var generelt lavere for tidlige livsstadier enn for de voksne. EC₅₀-verdiene varierte fra 0,12 µg/L (*P. elongatus nauplii*) til 232 µg/L (*O. similis* voksne) (Willis og Ling 2003).

I akutte studier regnes større krepsdyr som hummer og sandreker for å være mindre følsomme for EMB enn mysider og hoppekreps (WRc 2017). For sjøkreps (*Nephrops norvegicus*) ble det registrert en LC₅₀ på 572 µg/L (WRc 2000). For den samme arten ble det fastsatt en LC₅₀ >68,2 µg/g kroppsvekt for voksne individer etter at de ble føret med medisinpellets (SEPA 1999).

I studier fra Skottland på amfipoden *Corophium volutator* ble det rapportert en LC₅₀ på 153 ng/g sediment, og for hestereke (*Crangon crangon*) var NOEC-verdier for individer eksponert for anriket sediment i 192 timer 69,3 µg/g (WRc 2000). Voksne California flekkreker (*Pandalus platyceros*) ble føret med pellets tilsatt en premix av SLICE© (med 1, 10 og 100 µg EMB/g) syv ganger over en 13-dagers periode (Park 2013, upublisert masteroppgave). Studien inkluderte to kontrollgrupper, en med pellets hvorav den ene pelletsen var med medisin og den andre uten medisin, og en med normaldiett av blekksprut. Det var ingen effekt av EMB på dødelighet eller skallskifte, noe som indikerer at LC₅₀ var over det høyeste behandlingsnivået (94,97 µg/g målt konsentrasjon i høyeste dose). Reker som ble tilbudt umedisinert pellets, spiste mer enn reker som ble tilbudt medisinfôr. Resultatene antyder at inntak av EMB over 13 dager hadde liten effekt og at rekene viste preferanser for umedisinert fôr eller annet naturlig fôr.

I en annen studie ble California flekkreke og Dungeness krabber (*Cancer magister*) eksponert for SLICE© i 7 dager i konsentrasjoner på 0, 1, 10 eller 100 µg EMB/g og med mengder på 1,5 % til 2,5 % av deres kroppsvekt (Van Agelen m. fl. 2003). Etter 7 dagers eksponering ble de tilbudt naturlig fôr (fisk eller blekksprut). Reker konsumerte bare 0,006% – 0,2% av deres kroppsvekt i pellets og 0,001% – 0,3% krabber. Begge artene konsumerte deretter 10 til nesten 1000 ganger mengden naturlig diett i forhold til medisinert pellets. Unngåelse av medisinske pellets økte med økende EMB-konsentrasjon. Ingen akutt giftighet i form av dødelighet ble observert.

Veldhoen m. fl. (2012) undersøkte effektene på genuttrykk hos reke (*Pandalus platyceros*) eksponert for EMB behandlet sediment (0,1 – 4,8 mg/kg sediment) i åtte dager. Tolv cDNA sekvenser ble isolert fra halemuskelen i krepsdyret. Studien indikerer at kortsiktig (8 dagers) eksponering kan endre produksjon av mRNA i halemuskelvev til reken. Signifikant dødelighet ble observert innen 8 dager etter EMB behandling ved konsentrasjoner mellom 100 og 800 µg/kg, men det var ingen effekt av EMB på skallskifte.

California flekkreke som ble eksponert for EMB via sediment (20 - 4000 µg/kg vått sediment) i 10, 30 og 45 dager viste ingen respons på skallskifte eller dødelighet i 10-dagers test, men 30-dagers LC₅₀ ble estimert til å være 735 µg/kg (Park 2013, upublisert masteroppgave). I løpet av 30-dagers testen hadde reker i gruppen med høy eksponering (808 - 3330 µg/kg) 6,97 ganger høyere dødelighet sammenlignet med lavere eksponeringer. Effekter på skallskifte var signifikant høyere for reker eksponert for EMB-konsentrasjoner på 808 µg/kg vått sediment sammenlignet med de som ble eksponert for lavere konsentrasjoner. På grunn av høy dødelighet i testreker før eksperimentet og i alle EMB-eksponeringer etter at eksperimentet startet, kunne ikke dødelighet og skallskifte vurderes i 45-dagersforsøket. Resultater fra en pilotstudie utført på flekkreke eksponert for EMB via sediment i 60 dager viste at det var høyere skallskifteforekomst hos individer utsatt for 1 mg/kg (våttvekt/tørrvekt ikke oppgitt) sammenlignet med kontrollgruppen og individer utsatt for høyere doser (1,6, 2,5, 20, 200 mg/kg [nominelle konsentrasjoner]) (Barrett m. fl. 2018).

Nylig gjennomførte Cheng m. fl. (2020) en studie der den kroniske toksisiteten til EMB for tre marine bentiske arter ble undersøkt ved hjelp av et mikrokosmos eksperiment. De gjennomførte en 28-dagers EMB toksisitetstest med den sedimentlevende tangloppen (amfipoden) *Corophium volutator* og rapporterte effekter på dødelighet og veksthastighet. En konsentrasjonsavhengig økning i dødelighet ble observert (10, 30, 100, 300 og 1000 µg/kg for tørket sediment) noe som resulterte i en beregnet 28-dagers LC₅₀ på 316 µg/kg tørket sediment (NOEC = 100 µg/kg tørt sediment). Det var signifikante effekter på veksthastigheten ved konsentrasjoner fra og med 100 µg/kg tørt sediment. De største individene (over 7 mm) ble påvirket ved lavere konsentrasjoner, med en beregnet NOEC på 30 µg/kg tørt sediment. I et annet studie med kortere eksperimentvarighet (10 dager) viste den samme tangloppen ikke noen økt følsomhet utover dag 10 (Mayor m. fl. 2008, WRc 2017). EMB var i dette forsøket anriket til sediment, og gav LC₅₀-verdier på henholdsvis 153 ng/g og 1368 ng/g vått sediment for tangloppe (*Corophium volutator*) og børstemark (*Hediste diversicolor*) (Mayor m. fl. 2008). NOEC verdien for sediment anriket med EMB ble fastsatt til 460 ng/g sediment for børstemarken (*Capitella capitata*) (Schering Plough Animal Health 2000) sitert av Telfer m. fl. (2006).

7.2 Vedlegg 2 Beskrivelse av økotoksstudier for imidaklopid på krepsdyr

Ferskvann

Grunnet lite data for IMIDA på marine arter har vi nedenfor oppsummert informasjon tilgjengelig for ferskvannsarter.

En studie har undersøkt sub-letale effekter på akvatiske virvelløse dyr. Studien undersøkte spising, lipidinnhold, immobilitet og overlevelse av krepsdyret *Gammarus pulex* under eksponering for lave konsentrasjoner av IMIDA. Resultatene viste at føring av *G. pulex*, så vel som lipidinnhold, ble betydelig redusert under eksponering for lav, konstant IMIDA konsentrasjonen (15 µg/L). Organismer var ikke i stand til å bevege seg og spise, og dette forårsaket høy dødelighet etter 14 dager med konstant eksponering for lave konsentrasjoner. Derimot påvirket ikke IMIDA pulser med lavere konsentrasjoner spising og lipidinnhold. I disse pulsbehandlingene ble dyrene stort sett immobilisert under de kjemiske pulsene, men kom seg relativt raskt etter overføring til rent vann. Oppsummert viste studiet at IMIDA har potensial til å indirekte forårsake dødelighet i populasjoner av virvelløse dyr i vann ved lave, subletale konsentrasjoner ved å svekke bevegelser og dermed spising (Nyman m. fl. 2013).

En annen studie demonstrerte effekter av flere pulser av IMIDA ved lave nivåer (30 ng/L) (Sumon m. fl. 2018). Dette er i samsvar med funnene i terrestriske systemer, og viser også

effekter ved lave konsentrasjoner. To studier har sett på effekten av pulser versus kontinuerlig eksponering for IMIDA. Resultater tyder på at mindre dødelighet kan forekomme under pulseksponering, men at kortvarige pulser fortsatt kan ha langsiktige effekter (Alexander 2006, Stoughton 2006).

En studie har også undersøkt konsentrasjoner av plantevernmidler i ferskvann, og det ble konkludert med at IMIDA er blant de plantevernmidlene som oftest overstiger gjeldende vannkvalitetsstandarder i nederlandsk overflatevann (Smit 2015).

I reviewen fra Morrissey m. fl. (2015) ble det konkludert med at neonikotinoider representerer en betydelig risiko for overflatevann og den mangfoldige akvatiske og terrestriske faunaen som disse økosystemene støtter. Gjennomgangen syntetiserte den nåværende kunnskapsstatusen om rapporterte konsentrasjoner av neonikotinoider i overflatevann fra 29 studier i 9 land. Forfatterne viste at neonicotinoideksponeringer overskrider flere eksisterende retningslinjer for vannkvalitet (Morrissey m. fl. 2015). For mer informasjon om de ulike toksisitetstudiene, se figurer og tabeller i Morrissey m. fl. (2015). Forfatterne brukte en probabilistic approach (species sensitivity distributions), for å fastsette PNEC for biologisk samfunn, og anbefaler at økologisk grenseverdi for neonikotinoider i vann må være under 0.2 µg/L (korttids akutt) eller 0.035 µg/L (langtids kronisk) for å unngå effekter på akvatiske invertebrater. Disse nivåene er under de kanadiske verdiene i "the Canadian water quality guidelines".

Marine systemer

Det finnes informasjon om 12 marine arters følsomhet for IMIDA (krepsdyr, bløtdyr og insekter). Mysidreken *Americamysis bahia*, saltmyggmyggen *Aedes taeniorhynchus* og *Artemia* sp. Mysid-reken (*A. bahia*) ser ut til å være svært følsom, med rapporterte 96-timers LC₅₀-verdier på 34,1 og 37,7 µg /L (Ward 1990). For juvenil saltmygg (*A. taeniorhynchus*) var 72-timers LC₅₀ 21 µg/L (Song m. fl. 1997), mens 48-timers LC₅₀ for det første stadiet var 13 µg/L (Song m. fl. 1997). Song m. fl. (1997) rapporterte en 48-timers LC₅₀ på 361 000 µg/L for voksne saltvannsreker (*Artemia* sp.). Juvenile artemiske reker viste lavere toksisitet med ca. 40 % av yngelen døde ved 800 000 µg./L, den høyeste dosen administrert, etter 72 timer (Song og Brown 1998). Akutt toksisitet har også blitt studert i egalopa og juvenile stadier av blåkrabben *Callinectes sapidus* (henholdsvis LC₅₀-24 h = 313 og 817 µg AI/L; Osterberg m. fl. 2012), American oyster *Crassostrea virginica* (EC50-96 h = 145,000 µg AI/L; Water Quality Criteria Report for Imidacloprid 2019), og muslingen *Katylsia opima* (LC50-96 h = 86,600 µg AI/L; Suvare m. fl. 2010).

Kroniske studier ble utført med voksen *Penaeus monodon* eksponert for IMIDA via mat, noe som resulterte i NOEC-21 d for vekst (vekt) på 12,2 µg AI/g mat (Butcherine m. fl. 2020). IMIDA viste også høy kronisk toksisitet for arten *A. bahia*, med NOEC-28 d for vekst (lengde) og antall avkom på henholdsvis 0,163 og 0,56 µg AI/L (Ward 1991). Uansett livsstadium var krepsdyr mer følsomme enn bløtdyr, enten det var akutt eller kronisk eksponering.

7.3 Vedlegg 3. Beskrivelse av økotoksstudier for flubenzuroner på krepsdyr

Det finnes en del studier som omhandler akutte effekter på både fisk, skalldyr og bentiske invertebrater (Eisler 1992), men mindre informasjon om sub-letale effekter. Arter som produserer kitin kan bli påvirket av flubenzuroner, f.eks. krepsdyr (krabber, hummer, reker, dafnier, rur, kopepoder, hestekrabbe, og edelkreps).

Studier har vist at alle disse gruppene blir påvirket av diflubenzuroner: f.eks. effekt på overlevelse, reproduksjon, utvikling, og populasjonsvekst (f.eks. Cunningham 1986, Touart og Rao 1987, Weis m. fl. 1987). Resultater fra forsøk hvor krabbelarver har blitt eksponert

for diflubenzuron viser betydelige effekter som indikerer at kitinsyntesen hemmes (Christiansen m. fl. 1978, Christiansen og Costlow 1978, Weis og Ma 1987). Cunningham m. fl. (1987) undersøkte effekter av diflubenzuron på overlevelse, skallskifte og adferd til små vinkekrabber (*Uca pugilator*). De fant effekter på kloutvikling og evne til nedgraving på konsentrasjoner ned mot 0,5 µg/L. En studie gjennomført i Norge av Bechmann m. fl. (2017) viste at både rekelarver og voksne reker (*Pandalus borealis*) dør under skallskifte når de utsettes for medisinfor med diflubenzuron (Releeze). Konklusjonen var at reker dør under skallskiftet etter å ha spist noen få pellets av medisineret for, og at det tar mer enn to uker med rent for etter eksponeringen før rekene har skilt ut nok diflubenzuron til å kunne overleve et skallskifte. Hos reker eksponert for diflubenzuron ble det observert mer enn 50% økt dødelighet og 60% reduksjon i skallskiftesuksess.

Organismer som lever i vannmassene, inkludert planktoniske krepsdyr er lite utsatt. Krepsdyr, f.eks. hummer og krabbe, som oppholder seg i nærheten av behandlet anlegg og som spiser for- eller sedimentpartikler med teflubenzuron vil påvirkes dersom inntaket av teflubenzuron skjer forut for eller under skallskiftet. Hovedproduktene som dannes ved spalting av teflubenzuron påvirker ikke kitinsyntese. Forekomst, nedbrytning og toksisitet av sekundære nedbrytningsprodukter er ikke kartlagt.

Omfattende bruk av flubenzuron i oppdrettsnæringen vil kunne gi uakseptable effekter i norske fjorder (Legemiddelverket 1997). Det er dokumentert alvorlig effekt på hummeryngel (dødelighet og senskader) ved konsum av en dose legemiddel tilsvarende en diett på medisinholdige pellet og fekalier i en uke (Samuelsen m. fl. 2014). Både tidligere og nyere laboratorieforsøk viser at krepsdyr er veldig følsomme for flubenzuron. Andre labforsøk viser at disse stoffene brytes ned sakte i sediment. Det er også dokumentert at de skilles ut fra fisk, hovedsakelig umetabolisert. Det vil si at flubenzuronene også kan skilles ut av en organisme og ende opp i en annen, og dermed kunne ha negative effekter videre i økosystemet. Selv små mengder av disse stoffene vil kunne ta livet av små og store skallskiftende dyr.

NIVA studerte nylig potensielle sub-letale effekter på viktige non-target organismer ved miljømessige relevante konsentrasjoner. Først ble det utført en studie for å optimalisere testdesign for nauplie-utvikling for kopepoden *T. battagliai*. Standard akutttester viste ingen eller lite dødelighet (mg/L-nivå). Studiet av nauplie-utvikling viste imidlertid forstyrrelser i skallskifte og til slutt død i de eksponerte kopepodene. Dette studiet understreker viktigheten av å studere lang-tids subletale effekter, og å inkludere disse i en risikovurdering, for ikke å underestimere risiko forbundet med lusemidler (Macken m. fl. 2015). Om vurderingen er basert på LC₅₀ verdier for flubenzuron, vil man få en betydelig undervurdering av risiko (Macken m. fl. 2015). Flere norske studier har vist at flubenzuron er svært giftig for krepsdyr som gjennomgår skallskifte, dette er vist hos reker og hummer (Samuelsen m. fl. 2014, Bechmann m. fl. 2018, Samuelsen m. fl. 2020).

Feltstudier og overvåkingsstudier i og rundt merder har vist at flubenzuron kan måles i ulike konsentrasjoner i varierende avstander fra merden. Det er vist at krabber, reker, og sjøkreps inneholder rester av flubenzuron i lang tid etterbehandling (Husa m. fl. 2016). Det er ikke påvist bioakkumulering av flubenzuron i blåskjell, krabber eller fisk. Organismer som lever i vannmassene, inkludert planktoniske krepsdyr, vil være lite utsatt for eksponering på grunn av lave konsentrasjoner av diflubenzuron.

Flubenzuron vil være tilgjengelig for non-target organismer opptil flere måneder etter eksponering. En rapport fra HI viser høye konsentrasjoner av teflubenzuron i børstemark, og lavere konsentrasjoner i reker, brunmat fra taskekrabbe, trollhummer og sjøkreps mellom 235 og 249 dager etter avsluttet behandling (Samuelsen m. fl. 2014). Langford m. fl.

(2014) fant diflubenzuron og teflubenzuron i analyserte vannprøver tatt ved to fiskeoppdrettsanlegg i Norge 1 måned etter behandling med stoffene. Konsentrasjonene var høyest nærmest anlegget og minket med avstand til anlegget. Prøver av krabbe, reke og blåskjell innsamlet fra nærområdene til anleggene viste også målbare mengder av både diflubenzuron og teflubenzuron. En nylig publisert feltstudie viser at i alle sediment prøver med konsentrasjoner over detekterbare verdier, så ble det funnet konsentrasjoner som overskrider de norske miljøstandardene for teflubenzuroner og diflubenzuroner, som tilsier en risiko for bentisk miljø ved akvakulturanlegg (Parson m.fl. 2021).

De fleste studier på flubenzuroner og krepsdyr er gjort via vannekseponering. Et studie gjennomført via sediment er for arten *Chironomus riparius* som ble eksponert for 25 to 390 µg teflubenzuron/kg sediment i 28 days. Ulike endepunkt ble studert, og det meste sensitive endepunktet gav en NOEC på 62,5 µg/kg dw (Tassou og Schulz 2011).