

RAPPORT MA 14-06

Miljødokumentasjon Nordmøre

Samlerapport for fase 1 og 2

Redaktør:

Astrid K. Woll

Forfattere av delrapportene:

1. O. K. Sandnes og F. R. Staven.
2. Y. Olsen m. fl.
- 3 a og b. Ø. Knutsen og O. J. Broch.
- 3 c. S.A. Etter m. fl.
4. F. Staldvik.
5. I. Fossen

Tittel	Miljødokumentasjon Nordmøre. Samlerapport for fase 1 og 2
Redaktør	Astrid K. Woll ⁵
Forfattere	Delrapporter: 1) O.K. Sandnes, F.R. Staven ¹ ; 2) Y. Olsen, K. Andresen, S.A. Etter, Ø. Leiknes, X. Wang ² ; 3a&b) Ø. Knutsen, O.J. Broch ³ ; 3c) S.A. Etter, Ø. Leiknes, Y. Olsen ³ . 4) F. Staldevik ⁴ ; 5) I. Fossen ⁵ ¹ Aqua Kompetanse AS; ² NTNU, Institutt for biologi; ³ SINTEF Fiskeri og havbruk; ⁴ Kunnskapsenteret for laks og vannmiljø; ⁵ Møreforskning Marin.
Rapport nr.	MA 14-06
Antall sider	188
Prosjektnummer	54706
Prosjektets tittel	Miljødokumentasjon Nordmøre
Oppdragsgiver	FHL Havbruk
Referanse oppdragsgiver	Jon Arne Grøttum
ISSN	0804-54380
Distribusjon	Åpen
Nøkkelord	Oppdrettsnæringen; Nordmøre; miljøeffekter; MOM-C; næringssalter; lakselus; modellering; villfisk
Godkjent av	Agnes Gundersen, forskningssjef Møreforskning, avd. Marin 5.5.2014

Sammendrag. Et viktig mål for prosjektet har vært å utvikle en metodikk for å kvantifisere miljøpåvirkningene av oppdrettsaktiviteten på Nordmøre. Arbeidet har omfattet 5 arbeidspakker i perioden 2011-2012, hvorav to (næringssalter og strømodellering) ble videreført i 2013 for å få tidsserier.

1) Akkumulering og effekt av organisk stoff på sjøbunnen ble vurdert ved MOM_C undersøkelser (NS9410) i perioden 2009-2011. Resultatet fra nærsonen til 11 av 14 undersøkte oppdrettslokaliteter viste ingen tegn på organisk belastning i form av økologiske endringer i dyresamfunnet.

2) Utslippene av uorganiske næringssalter fra oppdrettsanleggene på Nordmøre ble kvantifisert ved massebalanseanalyse av fôr-inn og fisk ut i perioden 2011-2013. Samtidig ble en effektstudie foretatt ved ukentlig prøvetaking på to antatt påvirkede lokaliteter og to med minimal påvirkning. Tilstanden ble vurdert ved tre uavhengige metoder. De fleste indikatorene viste en liten økning for påvirkede stasjoner i sommerhalvåret, men variasjonen var innenfor det normale for norsk kystvann. En samlet konklusjon tilsa fullgod kjemisk vannkvalitet og *Svært god* økologisk tilstand for det planktoniske/pelagiske økosystemet i Nordmøre-regionen.

3a) Modellsystemet SINMOD ble brukt for å undersøke spredning av næringssalter (NH₄-N) og lakselus fra de samme oppdrettslokalitetene. Simuleringen av utslippene viste at NH₄-N både som passivt sporstoff og aktivt ammonium var høyere ved de to påvirkede lokalitetene enn ved de to lokalitetene man antok ikke var påvirket. Spredning av lakselus og virus mellom lokalitetene er naturlig grunnet stor vannkontakt.

3b) En koplet økosystem-hydrodynamisk-modell ble nyttet videre i fase 2 for å beskrive strøm og spredning av oppløst, uorganisk nitrogen (DIN) basert på rapporterte tall for fôrforbruk i 2012. Økt konsentrasjonen av DIN og partikulært, organisk nitrogen (PON) var størst ved stasjonene som var antatt å være mest påvirket. Arbeidet illustrerer hvordan modellsystemer kan benyttes til å skille mellom områder med stor og liten innflytelse av fiskeoppdrett, og dermed at modeller har en plass i planleggings- og beslutningsstøtte-verktøy.

3c) Håvtrekk viste at det selv i områder med høy tetthet av oppdrettsaktivitet, var knapt målbare tettheter av frittsvømmende lakselus. Tettheten avtok raskt noen meter fra merden. Høyest tetthet var registrert rett etter vasking av merdene, ca 40 per m³, som indikerer at frittsvømmende stadier var assosiert med påvekstorganismer på merdene.

4) Utviklingen av villaks- og sjøørretbestandene på Nordmøre er beskrevet ved bruk av statistikk. For videre overvåking anbefales bruk av nye miljøindikatorer med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett til viltlevende laksefisk.

5) Potensiell påvirkningen som oppdrettsaktivitet har på hvitfisk i regionen ble foretatt gjennom kontakt med fiskere, mottak, myndigheter og organisasjoner. Arealbeslag og usikkerhet knyttet til mulige påvirkninger synes å være en større utfordring enn kvalitetsforringelse av villfisk rundt merdene.

INNHOOLD

Forord	4
Oppsummering	5
Summary	10
Delrapporter fra arbeidspakkene:	
1 Akkumulering av organisk materiale på sjøbunn. Otto K. Sandnes og Fredrik R. Staven. <i>Aqua Kompetanse AS</i>	15
2 Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringsalter tilført fra oppdrett i Nordmøre regionen 2011 – 2013. Yngvar Olsen, Kjersti Andresen, Siv Anina Etter, Øystein Leiknes, XinXin Wang. <i>NTNU, Institutt for biologi</i>	29
3a Modellering av strøm og utslipp av næringsalter, lus og virus i Nordmøre. Fase 1. Øyvind Knutsen, Ole Jacob Broch. <i>SINTEF Fiskeri og havbruk</i>	73
3b Utslipp av næringsalter og agens i økosystemmodell. Fase 2. Øyvind Knutsen, Ole Jacob Broch. <i>SINTEF Fiskeri og havbruk</i>	97
3c Lakselus. Siv Anina Etter, Øystein Leiknes, Yngvar Olsen. <i>SINTEF Fiskeri og Havbruk</i>	121
4 Utvikling av villaks og sjøørretbestander på Nordmøre. Frode Staldvik. <i>Kunnskapssenteret for laksefisk og vannmiljø (KLV)</i> .	131
5 Effekt på marin villfisk. Inge Fossen. Møreforskning Marin.....	167

FORORD

Det ble i 2010 tatt et initiativ fra oppdrettsnæringen til å etablere et prosjekt for dokumentasjon av miljøeffektene som følge av oppdrettsaktiviteten på Nordmøre. På vegne av oppdrettselskapene organiserte FHL Midtnorsk Havbrukslag prosessen med å få etablert en plan for prosjektet. Et viktig mål har vært å utvikle en metodikk for å kvantifisere miljøpåvirkningene fra oppdrettsvirksomheten på Nordmøre, hvor metodikken også kan ha overføringsverdi for andre regioner. Fase-1 av prosjektet fra 2011 til medio 2012, omfattet fem arbeidspakker. I en videreføring, fase-2, t.o.m. 2013, ble arbeidet med næringsssalter og modellering videreført for å få en tidsserie.

- 1) Akkumulering av organisk materiale på sjøbunnen.
- 2) Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringsssalter tilført fra oppdrett på Nordmøre.
- 3) Modellering av strøm og utslipp av næringsssalter, lus og virus på Nordmøre.
- 4) Villaks og sjøørretbestand på Nordmøre.
- 5) Effekt på marin villfisk.

Prosjektets økonomiske ramme var NOK 2 250 tusen i fase-1 og 1 114 tusen i fase-2, hvorav henholdsvis 1 050 tusen og 500 tusen var finansiert av Møre og Romsdal Fylkeskommune gjennom Marint miljøsikring- og verdiskapingsprogram. Resterende midler ble finansiert av oppdrettsbedriftene på Nordmøre: Lerøy Hydrotech AS og Lerøy Midnor AS (nå sammenslått til Lerøy Midt), SalMar AS, Måsøval Fiskeoppdrett AS, Aqua Gen AS, og Marin Harvest Norge AS. Rundt halvparten av oppdrettsbedriftenes andel har vært økonomiske tilskudd og den andre halvparten arbeidsinnsats som i hovedsak har vært prøvetaking med innsamling av materiale for bestemmelse av næringsssalter og lus, til sammen 22 prøvetakingdager på 4 lokaliteter for hver av fase-1 og fase-2. Ansvarlig for prøvetakingen for SalMar har vært Jan Torseth og Øyvind Meese. Fra Lerøy Hydrotech AS har Bjarne Saltkjelsvik vært ansvarlig prøvetaker i begge fasene.

En stor takk rettes til Fylkeskommunen og til bedriftene som har bidratt og gjort det mulig å gjennomføre studien av havbruksnæringens mulige påvirkning på miljøforholdene i Nordmøre regionen. En spesiell takk rettes til prøvetakerne for et utmerket arbeid.

Arve Slettvåg fra Møre og Romsdal Fylkeskommune og Anne Melbø fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal har vært observatører og deltatt på alle prosjektmøter i fase-1, og ellers bidratt med kunnskap og informasjon. Takk til begge.

Sist, men ikke minst en stor takk til Jon Arne Grøttum fra FHL som var pådriver for å få i gang prosjektet og som har fulgt opp prosjektet gjennom hele prosessen.

Ålesund, 1.mai 2014

Astrid K. Woll
(koordinator / prosjektleder)

OPPSUMMERING

Det ble i 2010 tatt et initiativ fra oppdrettsnæringen til å etablere et prosjekt for dokumentasjon av miljøeffektene som følge av oppdrettsaktiviteten på Nordmøre. På vegne av oppdrettsselskapene i regionen, organisert FHL Midtnorsk Havbrukslag prosessen med å få etablert prosjektet. Et viktig mål har vært å utvikle en metodikk for å kvantifisere miljøpåvirkningene fra oppdrettsvirksomheten på Nordmøre. Første fase av prosjektet er nå avsluttet. Arbeidet til nå har omfattet fem arbeidspakker (AP) som blir presentert i denne samlerapporten.

AP 1 Akkumulering av organisk materiale på sjøbunn

Mål for arbeidspakken var å dokumentere akkumuleringen under- og i nærrområdene rundt oppdrettsaktivitet og eventuell effekt av akkumuleringen. Samtidig skulle man utvikle metodikk for å kvantifisere påvirkningen av miljøet og beskrive miljøstatus i de undersøkte områdene. Man valgte å benytte MOM C-metodikk, nedfelt i norsk standard (NS9410-2009). Undersøkelser utført av oppdrettsselskapene i perioden 2009-2011 ble analysert, til sammen nærsone, overgangssone og fjernsone rundt 14 oppdrettslokaliteter. I tillegg ble undersøkelse foretatt på to referansestasjoner. Nærsonen til 11 av de 14 undersøkte oppdrettslokalitetene (fjorder) på Nordmøre viser ingen tegn på organisk belastning i form av økologiske endringer i dyresamfunnet. Sammensetningen av bunnfaunaen i sedimentene ved et oppdrettsanlegg viser seg å være en god metode for å overvåke påvirkningen fra anlegget. TOC kan fra naturens side ofte ha meget høye verdier i områder upåvirket av menneskelig aktivitet og er derfor ingen god parameter for å overvåke organisk belastning fra oppdrettsanlegg. da parameteren kan vise meget stor påvirkning samtidig som bunnfaunaen viser normale forhold, dvs. ingen påvirkning. De 14 undersøkelsene utgjør en verdifull start på en tidsserie i overvåkning av fjordbunnen ved anleggene og i fjordene generelt.

AP 2 Utslipp og vurdering av miljøpåvirkninger av næringsalter tilført fra oppdrett i Nordmøre regionen i 2011-13

Målet med undersøkelsen var å kvantifisere utslippene av uorganiske næringsalter fra oppdrettsanleggene til vannmassene i Nordmøre regionen og å gjøre en effektstudie for å bestemme om utslippene hadde negative kjemiske og økologiske virkninger på det pelagiske/planktoniske økosystemet slik disse i prinsippet skal diagnosteres i henhold til det europeiske vandirektivet.

Utslipet av næringsalter fra hvert av lakseanleggene i Nordmøre regionen i perioden mai-september ble estimert basert på massebalanseanalyse av "fôr-inn" og "fisk-ut", fordøybarhet av C-, N- og P-komponentene i fôret og CPN-forholdet i fôr og fisk. Utslippene av uorganisk N (DIN) og P (DIP) fra anleggene i regionen økte fra mai til august og avtok deretter noe til oktober. De totale utslippene av DIN i august gjennom perioden 2011-13 var i størrelse 151-329 tonn, mens utslippene av DIP var 3.8 – 8.3 tonn (DIN:DIP = 40).

Det ble etablert fire stasjoner for prøvetaking. Det var en intensjon at to av stasjonene (BA-stasjoner) skulle plasseres i områder det påvirkningen fra oppdrett var antatt å være

minimal, mens de øvrige to stasjonene skulle plasseres i områder der påvirkningen ble antatt å være maksimal (PV-stasjoner). Følgende stasjoner ble valgt: BA1 - Raudeggflua (63,1037, 7,5271), BA2 – Skjerjebåan, (63,4158, 7,7009), PV1 - Bremsnesfjorden (63,0111, 7,7430) og PV2 - Reiråklakken (63,4622, 8,1824). Det ble ikke oppdrettsaktivitet ved PV1 Bremsnesfjorden i 2012, og det ble derfor etablert en tredje PV-stasjon; PV3 – Segelråa (63.1449, 8.1065).

Den gjennomsnittlige temperaturen i vannmassene (1 – 10 meter dyp) viste et maksimum i september på omkring 15-16°C og vintertemperaturene var i overkant av 6°C. Saliniteten var relativt konstant omkring 30 ppt (27-34 ppt). Det var ingen systematiske forskjeller i temperatur og salinitet for bakgrunns- og påvirkede stasjoner.

Det rapporteres målinger av nitrat, ammonium (sum DIN), fosfat (DIP), klorofyll *a* (CHL) og partikulært organisk karbon (POC), fosfor (POP) og nitrogen (PON). De to BA-stasjonene viste lignende verdier, men PV2 viste i noen grad, men ikke gjennomgående, høyere konsentrasjoner enn de øvrige stasjonene. Gjennomsnitt-verdiene for indikatorvariablene unntatt DIN og PON var signifikant ($P < 0,05$) høyere for de antall påvirkede PV-stasjonene enn ved BA-stasjonene som ble antatt å være mindre påvirket. Konsentrasjonene alle variablene var imidlertid innenfor det som må betraktes som naturlig og vel akseptert. Dette underbygges av at alle middelverdiene i Nordmøre region unntatt POP var lavere enn tilsvarende målt i Hopavågen i Sør-Trøndelag. Konsentrasjonen av PON, som er en hovedindikator i undersøkelsene, var lavere enn i Hopavågen og den estimerte tilførselen fra dypvann og andre kilder ble beregnet til 1-2 mg N m⁻³ dag⁻¹ som er lavere enn verdiområdet for Hopavågen.

Alle målte verdier av næringssaltkonsentrasjoner og biomasse av planteplankton (klorofyll *a*) ligger klart under grensene som OSPAR-kommisjonen har satt for norsk kystvann. For klorofyll *a* er normalverdiene satt til 2-4 µg CHL *a* litre⁻¹, med forhøyet nivå ved >4,5 µg CHL *a* litre⁻¹ for Nordsjøen. I Nordmøre regionen var middelverdiene for sommersesongen <1 µg CHL *a* litre⁻¹ for begge stasjonstypene. DIN- og DIP-konsentrasjonene var langt under grensene til OSPARCOM. Konsentrasjonene av fosfat og nitrat i vinterperioden var lavere enn konsentrasjonene i dypvann.

PV2 Reiråklakken viste gjennomgående noe høyere indikatorkonsentrasjoner enn de øvrige stasjonene. Den totale tilførselen av DIN for stasjonen ble estimert til 3.3 mg N m⁻³ dag⁻¹, en verdi som faller innenfor bakgrunnsverdiene fra Hopavågen. PV2 ligger nedstrøms for to til tre større anlegg og det er god grunn til å tro at den høyere verdien reflekterte en reell påvirkning selv om påvirkningen var begrenset og ikke forskjellig fra verdiene i Hopavågen. Verdiene for PV2 Reiråklakken for 2013 var beheftet med en viss usikkerhet. PV1 og PV3 lå også i anleggstette områder, men verdiene herfra var gjennomgående lavere.

Den gjennomsnittlige tilførselen for regionen, vurdert på basis av PON ved de fem stasjonene, var 85 % av naturlig bakgrunn målt i Hopavågen. Det må mer enn en dobling av naturlig bakgrunn til på en regional skala for at en negativ økologisk effekt kan inntreffe.

N:C (PON:POC) og N:P (PON:POP) og P:C (POP:POC) forholdene i partikulært materiale støtter konklusjonen om at DIN var primært begrensende næringssalt for planteplanktonet og at naturlig tilført DIN og DIP fra dypvann var en langt viktigere kilde for næringssalter enn de antropogene kildene fra oppdrett. Utslippet fra oppdrett har et DIN:DIP forhold på 40 µg N µg P⁻¹. Om utslippet fra oppdrett var en hovedkilde av næringssalter ville det resultere i økte N:C og N:P forhold og redusert P:C forhold i planteplanktonet og fosfor kunne tilslutt

komme til å begrense veksten til planteplanktonet (når N:P > 7-8 $\mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$). Et slikt skifte til P-begrensning kunne ha betydd at tilførslene fra oppdrett var en hovedkilde og at situasjonen var mer usikker og labil.

En endelig konklusjon av undersøkelsene tilsier at den kjemiske tilstanden og funksjon til det planktoniske økosystemet i Nordmøre regionen ikke er negativt påvirket av økte tilførsler av næringsalter fra oppdrett. Tilstanden ble vurdert ved tre uavhengige metoder, 1) grenseverdier gitt av OSPARCOM, 2) kvantitative dose-respons relasjoner fra Hopavågen, og 3) algefysiologiske indikatorer. Alle metodene ga en entydig konklusjon. De fleste indikatorene viste en liten, men i noen tilfeller signifikant ($P < 0,5$), økning for påvirkede stasjoner i sommerperioden. Alle verdiene varierte imidlertid klart innenfor det normale for norsk kystvann ved alle stasjonene. Funksjonen til det planktoniske økosystemet, vurdert basert på klorofyll-konsentrasjonene, algefysiologiske kriterier og på konsentrasjonen av PON tilsa fullgod vannkvalitet og *Svært god* økologisk tilstand for det planktoniske, eller pelagiske, økosystemet

AP 3 a) Modellering av strøm og utslipp av næringsalter, lus og virus

Det 3D hydrodynamisk-biologiske modellsystemet SINMOD ble brukt til å undersøke spredning av næringsalter ($\text{NH}_4\text{-N}$) og lakselus fra 25 oppdrettslokaliteter på Nordmøre. Utslippene av $\text{NH}_4\text{-N}$ ble simulert både som passivt sporstoff (dvs. konsentrasjoner uten noen andre egenskaper enn at de fortynnes og forflyttes) i et rent hydrodynamisk perspektiv, og som faktisk ammonium som ble tatt opp av planteplankton. Simuleringene viste at konsentrasjonene av $\text{NH}_4\text{-N}$, både i egenskap av passivt sporstoff og som "aktivt" ammonium, generelt var høyere ved to prøvestasjoner (PV1 og PV2) som på forhånd var antatt å være mer påvirket av utslipp fra fiskeoppdrett enn ved to stasjoner (BA1 og BA2) der man antok at påvirkningen var mindre. I tillegg viste modellsimuleringene at konsentrasjonene som følge av utslipp fra fiskeoppdrett var høye ved en stasjon (kalt STN) i Vinjefjorden. Simuleringene med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen viste at både fysiske og biologiske prosesser bidro vesentlig til fortykning og opptak av ammonium som ble sluppet ut.

Utslippene av lakselus og virus fra hver oppdrettslokalitet på Nordmøre viser at det er betydelig vannkontakt mellom nærliggende lokaliteter og at spredning av smittestoff fra lokalitet til lokalitet derfor er naturlig. I hovedsak går vanntransporten i øvre lag ut av fjordene og nordover med kyststrømmen, men vi ser fra spredningsfigurene at det også forekommer ikke-intuitiv spredning mot den generelle strømretningen. Dette vil være ekstra viktig om vinteren med kaldere vann som gjør at biologiske prosesser går senere og levetiden blir lengre, ettersom denne spredningen tar litt tid.

AP 3 b) Utslipp av næringsalter og agens i en økosystemmodell

For å beskrive strøm og spredningen av oppløst, uorganisk nitrogen (DIN) fra de største oppdrettsanleggene på Nordmøre i 2012, ble det brukt en koblet økosystemhydrodynamikk-modell (SINMOD). Tre simuleringer ble gjort: en simulering uten utslipp og en med utslipp av DIN, i tillegg til en simulering for partikkelspredning. Simuleringen uten utslipp representerer den naturlige bakgrunnsituasjonen, mens simuleringen med utslipp representerer den faktiske situasjonen. Utslippsratene for DIN for 25 oppdrettsanlegg ble

beregnet ved hjelp av en massebalansemodell, og var basert på rapporterte tall for fôrforbruk. Konsentrasjoner av DIN og partikulært, organisk nitrogen (PON) ble beskrevet spesielt for de fire utvalgte stasjonene BA1, BA2, PV1 og PV2, samt også denne gangen den "ekstra" stasjonen STN i Vinjefjorden (se rapport fra fase 1 av prosjektet). Generelt var økningene i DIN-konsentrasjoner fra simuleringen uten til simuleringen med bidragene fra oppdrettsanleggene små: fra 0 til 6 % av bakgrunnskonsentrasjonen ved de fem stasjonene. Økningen i PON var noe større, fra ca 1 til 12 %. Økningene var tydelig størst (både absolutt og relativt) ved de stasjonene som var antatt å være mest påvirket av fiskeoppdrett. Dette illustrerer godt hvordan modellsystemer kan brukes til å skille mellom områder med stor og liten innflytelse av fiskeoppdrett, og dermed at modeller har en plass i planleggings- og beslutningsstøtteverktøy.

AP 3 c) Lakselus

Overvåkning av spredning av frittstående stadier av lakselus ved bruk av håvtrekk kan brukes som metode for å påvise tetthet og spredning av lus fra oppdrettsanlegg med høye tettheter av voksne lakselus. Naturlig fortynning som følge av strømforhold gjør at tettheten av lakselus minker raskt allerede noen titalls meter unna merden.

Tettheten av lakselus funnet på 0-15m dyp ved upåvirkede (BA1 og BA2) og ved påvirkede stasjoner (PV1 og PV2) var tilnærmet null. For å kunne påvise individer og spredning må man derfor eventuelt bruke større håv og ta flere gjentatte håvtrekk for å få filtrert et langt større vannvolum. Dette er lite hensiktsmessig, fordi det ville tatt uforholdsmessig mye tid og ressurser for å analysere prøvene samtidig som at resultatene ikke ville brakt mye nytt, fordi tetthetene uansett ville være svært lave.

Resultatene tyder på at det selv i områder med betydelig oppdrettsaktivitet var knapt målbare tettheter av frittstående lakselus, og tettheten avtok raskt allerede noen timer fra merden. Tettheten var høyest, ca 40 individer m⁻³, rett etter vasking av merdene, og dette tilsier at de frittstående stadiene er assosiert med de fastsittende organismene som vokser på merdene.

Tettheten av frittstående lakselus var nesten alltid meget lav, og det er et grunnleggende spørsmål hvordan de frittstående stadiene av lakselus kan finne og feste seg til en vertsorganisme om denne ikke er oppdrettslaks i nærmiljøet; i merden der lusenauplien klekkes. Selve mekanismene for hvordan spredning til ville bestander eller til andre oppdrettsanlegg kan skje er svært uklare.

AP 4 Utvikling av villaks og sjøørretbestand på Nordmøre

Målet med arbeidspakken var å få en bedre oversikt over utviklingen av villaks- og sjøørretbestandene på Nordmøre og i hvilke grad oppdrettsnæringen kan ha bidratt til denne utviklingen. Med bakgrunn i eksisterende statistikk er det vanskelig å konkludere på siste ledd i målformuleringen og man har isteden foreslått egnede undersøkelser til å kvantifisere påvirkning fra lakseoppdrett. Alle kommunene på Nordmøre har vassdrag med laks og/eller sjøørret, til sammen 71 såkalte anadrome vassdrag. Direktoratet for Naturforvaltning (DN) har vurdert tilstanden til bestandene for 67 av disse. Det er åpnet for fiske etter laks og sjøørret i 61 av vassdragene og i alle 14 med selvreproduserende

bestander av laks. 14 av de anadrome vassdragene har utløp i en av de to nasjonale laksefjordene i regionen. Surna og Driva har begge status som nasjonale laksevassdrag. Møre og Romsdal er det fylket som er hardest rammet av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* og fire vassdrag på Nordmøre er smittet. Parasitten gir stor ungfiskdødelighet og har redusert den samlede smoltproduksjonen i regionen. Parasitten gjør at DN har karakterisert bestandene der som svært dårlig. Fem laksevassdrag i regionen er negativt berørt av vassdragsregulering. Rømt oppdrettslaks er påvist både i sjøfangster og i vassdrag. Ved en overvåkingsstasjon på ytre kyst består omkring halvparten av fangstene av rømt oppdrettslaks. Observasjoner av mye rømt oppdrettslaks i Driva og Surna gjør at DN har vurdert alle de 14 selvproduserende laksevassdragene i regionen som sårbare og med restandeler av villaks på mellom 50 og 75 %. Vurderingen er gjort på bakgrunn av modeller og er ikke verifisert med genetiske analyser i de ulike vassdragene. Det mangler systematiske lakselusundersøkelser i regionen. Resultater fra mindre undersøkelser i Sunndalsfjorden i 2008 og 2009 antydte imidlertid at infeksjonene i 2008 var på et slikt nivå at både individ og populasjoner kunne påvirkes negativt. I den nasjonale lakselusovervåkingen i 2011 ble det konkludert med at laksesmolten, i det minste den tidligvandrende, sannsynligvis unnslopp smittepulser av lakselus. Rapporterte sjøørretfangster fra regionen var seks ganger høyere i toppåret 2000 enn i 2011. Dette synes å være en sterkere tilbakegang enn andre regioner. Kvalitetssikret overvåking av andel rømt oppdrettslaks og overvåking ved hjelp av genetiske metoder bør settes i gang så raskt som mulig. Slik overvåking kan dokumentere om rømt oppdrettslaks reduserer lakseproduksjonen i vassdragene i regionen. Lakselusmitte er foreslått som en negativ påvirkningsfaktor og bør overvåkes. Vi anbefaler at ny overvåking gjennomføres i tråd med Taranger med flere (2012) sine nylig framlagte forslag til førstegenerasjons målemetoder for miljøeffekter (miljøindikatorer) og hvor metoder for varslingsindikatorer og verifiseringsindikatorer for både genetiske påvirkning og effekter av lakselus på anadrome laksebestander er foreslått.

AP 5 Effekt på marin villfisk

Målet med arbeidspakken var å beskrive hvilke påvirkninger oppdrettsaktivitet har på hvitfisk (marin villfisk) i regionen. Dette er gjort gjennom kontakt med fiskere, mottak, myndigheter og organisasjoner. Videre er fiskeaktivitet i nærheten av oppdrettsanlegg registrert for å kunne gi en første indikasjon om omfanget av dette. Redusert kvalitet hos hvitfisk synes ikke å være et betydelig problem for kystfiskerne på Nordmøre. Meldte problemer er av lokal karakter, og omfanget synes å være redusert de siste årene. Mønstret støttes av ulike aktører som kjenner kystfisket godt. På Nordmøre foregår det et direkte fiske opp mot oppdrettslokaliteter. Turistfiskere dominerer dette, men resultatene tyder på at det ukentlig leveres fisk fra yrkesfiskere som er fisket tett opp mot flere av oppdrettslokalitetene i regionen. Dette underbygger antagelsen om at kvalitetsreduksjonen i villfisk synes å være et begrenset problem på Nordmøre. Arealbeslag og usikkerhet knyttet til mulige påvirkninger synes langt på vei å være en større utfordring for yrkesfiskerne i regionen.

SUMMARY

In 2010, the aquaculture industry took an initiative to establish a project documenting the environmental effects which are a result of the aquaculture activities in Nordmøre. On behalf of the aquaculture companies in the region, FHL Mid-Norway Aquaculture organised the process to establish the project. An important goal for the project was to develop the methodology to quantify the environmental impacts from the aquaculture activities. The first phase of the project is now complete. The work up until now has consisted of five work-packages (WP) which are presented in this report.

WP 1 Accumulation of organic material on the sea floor

This project's objective is to document the accumulation of organic matter in sediments surrounding the areas around the fish farms and aquaculture activity establishments. At the same time enhance and develop methods for quantifying the impact on the environment and describe the environmental status in the surveyed areas. Surveys were conducted by mariculture production firms in the area, during the period between 2009-2011. Method for environmental surveillance and observation of mariculture production was described in the Norwegian Standard (NS9410-2009) and referred to as (MOM-C). 14 production sites and localities were examined by taking samples from each site. In addition, samples were taken from transitional points and control samples were taken from two referential points in the area.

The results show that 11 of 14 surveyed production sites (fjords) in Nordmøre shows no significant signs for organic load in terms of ecological changes in the benthic community. The 15 studies represent a valuable start to a possible time-series monitoring of the sea bottom at the areas around mariculture production sites specifically, and the fjords in general. Monitoring the composition of benthic fauna in the sediments beneath fish farms cages is a good method for monitoring the impact on the benthic environment from mariculture production establishments. While, the TOC (Total organic carbon) method has shown to be less reliable as an indication for environmental changes due to human activities and mariculture production under the surveillance period.

WP 2 Emission and environmental impact due to nutrient from fish farming in the Nordmøre region in 2012 – 2013

The goal of the project was to quantify emissions of inorganic nutrients from fish farms to the water in the Nordmøre region, and to make an impact study to determine if the emissions had negative chemical and ecological effects on the pelagic ecosystem, accomplished according to the European water directive.

A final conclusion of the investigations suggests that the chemical condition and functioning of the planktonic ecosystem in the Nordmøre region are not negatively affected by increased supplies of nutrients from farming. The condition was assessed by three independent methods, 1) acceptable values given by OSPARCOM, 2) quantitative dose-response relationships from Hopavågen, and 3) algae physiological indicators. All of the methods gave a clear conclusion. Most indicators showed a little, but in some cases, significant ($P < 0.5$) increase for the affected stations during the summer period. However, all of the values

varied within the normal values for Norwegian coastal waters at all the stations. The function of the planktonic ecosystem, based on chlorophyll concentrations, algae physiological criteria and concentration of PON, all showed good water quality and *Very good* ecological state of the planktonic / pelagic ecosystem.

The emission of nutrients from each of the salmon plants in Nordmøre during the period May-September was estimated based on the mass balance analysis of "feed-in" and "fish-out", digestibility of the C-, N-and P-components in the feed and CPN-ratios in the feed and fish. Emissions of inorganic N (DIN) and P (DIP) from the facilities in the region increased from May to August and slowed thereafter down till October. The total emissions of DIN in August through the period 2011-13 were in size 151-329 tons, while the emissions of the DIP was 3.8-8.3 tons (DIN: DIP = 40).

Four sampling stations were established from start. It was an intention that the two of them (BA-stations) should be placed in areas where the influence from farming was believed to be minimal, while the other two stations were placed in areas where the influence was believed to be high (PV-stations). The following stations were selected: BA1-Raudegglua (63,1037, 7,5271), BA2-Skjerjebåan, (63,4158, 7,7009), PV1-Bremsnesfjorden (63,0111, 7,7430) and the PV2-Reiråklakken (63,4622, 8,1824). There was no farming activity at PV1 Bremsnesfjord in 2012, and a third PV-station; PV3-Segelråa (63.1449, 8.1065), was therefore established.

The average temperature of the water masses (1-10 feet deep) showed a maximum in September at around 15-16 °C, and winter temperatures were in excess of 6 °C. Salinity was relatively constant around 30 ppt (27-34 ppt). There was no systematic difference in temperature and salinity for the selected stations.

Measurements were made of nitrate, ammonia, phosphate (DIP), chlorophyll *a* (CHL) and particulate organic carbon (POC), phosphorus (POP) and nitrogen (PON). The two BA-stations showed similar values, but the PV2 showed to some extent, but not consistently, higher concentrations than the rest of the stations. The average values for the indicator variables, except DIN and PON, were significantly ($P < 0.05$) higher for the affected PV-stations than at the BA-stations. All variables, however, was within what can be considered as natural and well accepted for Norwegian coastal water. This is supported by the fact that all the values in the Nordmøre region except POP was lower than the corresponding measured in Hopavågen in Sør-Trøndelag. The concentration of PON, which is a main indicator in the survey, was lower than in Hopavågen and the estimated supply from the deep water, and other sources was estimated to be 1-2 mg N m⁻³ day⁻¹ and therefore lower than the range of values for Hopavågen.

All of the measured values of the nutrient concentrations and the biomass of phytoplankton (chlorophyll *a*) are clearly below the limits that OSPAR Commission has set for the Norwegian coastal waters. For chlorophyll *a* the norm values are set to 2-4 µg CHL *a* litre⁻¹, with the increased level of > 4.5 µg CHL *a* litre⁻¹ for the North Sea. In the Nordmøre region the average values for the summer season were < 1 µg CHL *a* litre⁻¹ for both PV- and BA-stations. DIN and DIP concentrations were lower than the limits set by OSPARCOM. Concentration of phosphate and nitrate in the winter period was lower than the concentrations in deep water.

PV2 Reiråklakken showed in general higher indicator concentrations than the rest of the stations. The total supply of DIN at the station was estimated to 3.3 mg N m⁻³ day⁻¹, a value that is within the range of background values from Hopavågen. PV2 is located downstream

of two to three larger fish farms and it is likely that the higher supply rate reflects a real influence, even if the impact was limited and not different from the background values in Hopavågen. The values from PV2 Reiråklakken in 2013 were encumbered with some uncertainty. PV1 and PV3 were situated close to other fish farms, but the values at these were consistently lower.

The average supply rate for the region, based on PON measurements made at the five stations, was 85% of natural background measured in Hopavågen. A negative ecological impact is unlikely unless the supply rate of DIN is higher than the twice the natural background on a regional scale.

N:C (PON:POC), N:P (PON:POP) and P:C (POP:POC) ratios of the particulate material supports the conclusion that DIN was the primary limiting nutrient for phytoplankton and that DIN and DIP from deep water were far more important source of nutrients than the anthropogenic source from fish farming. Emission from fish farming has a DIN:DIP ratio of 40 $\mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$. If the emission from fish farming was a primary source of nutrients, this would result in an increased N:C and N:P and reduced C:P ratio in the phytoplankton. Phosphorus could ultimately become the nutrient that limited the growth of phytoplankton (when N:P > 7-8 $\mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$). Such a shift to P-limitation would imply that nutrient supply from fish farming was the primary source, and that the situation was more uncertain and unstable.

WP 3 a) Modeling of flow and discharge of nutrients, lice and viruses

The 3D hydrodynamic-biological model system SINMOD was used to examine the distribution of nutrients (NH₄-N) and lice from 25 aquaculture sites in North Møre.

Release of NH₄-N was simulated with both passive tracer (ie concentrations without any properties other than that they are diluted and displaced) in a purely hydrodynamic perspective and with ammonium being taken up by phytoplankton. The simulations showed that the concentration of NH₄-N, both as a passive tracer and as "active" ammonium, generally was higher at two sites (PV1 and PV2) which was previously thought to be more affected by discharge from aquaculture than two sites (BA1 and BA2) where it was assumed that the effect was smaller. In addition, model simulations showed that concentrations as a result of discharges from aquaculture was high at one site (called STN) in Vinjefjorden. The simulations with the coupled hydrodynamic-biological model showed that both physical and biological processes contributed significantly to the dilution and absorption of released ammonia.

Release of sea lice and viruses from the localities in Nordmøre shows that there is significant exchange of water between adjacent sites and that the spread of pathogens between localities is therefore a result of natural processes. The main water currents in the upper layers flow out of the fjords and head north with the coastal currents, but our results show that the spread may also occur against the general flow direction. This will be especially important in the winter with colder water which slows down biological processes resulting in a longer lifespan of waterborne pathogens resulting in the possibility of greater proliferation.

WP 3 b) Dispersal of dissolved, inorganic nutrients in an ecosystem model

In order to describe the currents and dispersal of dissolved, inorganic nitrogen (DIN) from the largest fish farms at Nordmøre in 2012, a coupled hydrodynamics-ecosystem model was used (SINMOD). Three simulation runs were made: one simulation without release of DIN from fish farms and one simulation with release of DIN, in addition to a simulation with dispersion of particles. The simulation without DIN release represented the natural background situation, while the simulation with DIN release represents the actual situation. The rates of DIN release from 25 fish farms were calculated using a mass balance model, and were based on reported values of feed use. The concentrations of DIN and particulate, organic nitrogen (PON) were, in particular, described for five locations (BA1, BA2, PV1, PV2 and STN) used in phase 1 of the project. In general, the increases in DIN concentrations from the simulation without to the simulation with DIN release were small: from 0 to 6 % of the background concentration at the five stations. The increases in PON concentrations were somewhat larger, from about 1 to 12 %. The increases were clearly greatest (both absolutely and relatively speaking) at the stations that were believed to be most heavily influenced by fish farming operations. This illustrates well how model systems may be used to distinguish between regions that are heavily and lightly influenced by fish farming and therefore also that models should be integrated in planning and decision support tools.

WP 3 c) Salmon lice

Monitoring the dispersal of the planktonic stages of the salmon lice by use of net can be used as a method to show the density and dispersal from salmon cages with high density of adult lice. The density decreases rapidly a few meters from the cages due to current dilution.

The result from the monitoring in 2011-2013 showed that the density of salmon lice found on 0-15 m depth was approximately zero, both by unaffected areas (BA1 and BA2) and at the affected stations (PV1 and PV2). In order to confirm the existence of individuals one must therefore use a greater net or take more repeated nettings to get filtered a far greater water volume. This is not very appropriate, because it would take a disproportionate amount of time and resources to analyse the samples at the same time that the results would not have brought much new, because the density no matter would be very low.

The results indicate that even in areas with substantial fish farming activity was barely measurable densities of free swimming sea lice, and density slowed down quickly some ten meters from the salmon cages. The density was highest, ca 40 individuals per m³, immediately after washing the cages, indicating that the free swimming planktonic stages was associated with on growing on the cages.

WP 4 Development of wild salmon and sea trout population in Nordmøre

The principal aim of work package four was initially defined as follows: to obtain a better understanding of the development of wild salmon and sea trout stocks in Nord-Møre county and to assess the impact of fish farming on this development. We emphasized from the start – based on available statistics – that the probability of being able to draw firm inferences on the latter issue was limited. All municipalities in the Nord-Møre area support waterways with salmon and/or sea trout stocks, designated as *anadromous waterways*. The Directorate of Nature Management (DN) has assessed the situation for 67 of totally 71 anadromous waterways. Fishing for sea trout and salmon has been permitted in the Surna and Driva

rivers, both of which are defined as national salmon waterways. 14 of the *anadromous waterways* discharge into the 2 national salmon fjords in the region.

Møre og Romsdal is the Norwegian county that is most severely affected by the salmon parasite *Gyrodactylus salaris*. 4 waterways in Nord-Møre are infected. The parasite affects the recruitment of juveniles and smolts and has deteriorated the situation for the salmon stocks in the region to a level characterized by DN as very poor. Five anadromous waterways have been affected by hydroelectric power plant development which in turn has had a negative impact on smolt production and salmon fishing, and on sea trout stocks.

Salmon farm escapees have been found in sea and river fisheries. Over half of the salmon in one investigated off-shore catchment area were escaped farmed salmon. The high incidence of fish farm escapees in the Driva and Surna rivers has led DN to categorise all 14 anadromous waterways in the region as vulnerable with wild salmon comprising between 50 and 75% of the populations. These assessments are based on models and have not been verified by genetic analyses. Quantification of farmed salmon interference based on valid genetic methods should be implemented as soon as possible. Such surveillance may help to illuminate the impact of fish farm escapees on salmon production in the rivers in the region.

Systematic salmon louse monitoring has not been performed in this region. Results from limited surveys in the Sunndalsfjorden fjord in 2008 and 2009 indicate that salmon lice exert a negative impact both on individual fish and on fish populations. The national salmon louse survey conducted in 2011 concluded that at least the early smolt runs probably avoided high infective pressure pulses of sea lice. Reported sea trout catches for the region were six times higher in the peak year of 2000 compared to in 2011, thus giving reason for concern. A similar pattern has been seen in larger areas of western and central Norway, but appears to be more pronounced in Nord-Møre. Salmon louse infections are viewed as potentially detrimental and should be assessed more comprehensively.

We propose that first generation environmental impact parameter surveys are implemented according to Taranger et al. (2012) with focus on genetic influences of fish farm escapees on wild salmon stocks and effects of salmon louse infections on wild salmonid populations. This approach includes both *alarm indicators* and *verification parameters* for both genetic impact assessments and effects of salmon louse infections on anadromous salmon populations.

WP 5 Effect on wild marine fish

As part of the project this work-package describes the impact of aquaculture activities on whitefish in the region. This is done through contact with fishermen, landing facilities, authorities and organizations. Moreover, fishing activities near fish farms were registered in order to gain an indication on the extent of this. Reduced quality of whitefish doesn't appear to be a significant problem for coastal fishermen in Nordmøre.

Reported problems are local in nature, and the extent seems to have declined in recent years. The pattern supported by various parties who have good knowledge of the coastal fishery in this area. In Nordmøre there is directed fishery close to aquaculture facilities. Tourist fishermen dominate this, but the results suggest that there are weekly deliveries of fish from commercial fishermen who are fishing close to the aquaculture facilities in the region. This supports the assumption that quality reduction seems to be a limited problem. Land seizures and uncertainty related to possible impacts seems to be a more serious challenge for the professional fishermen in the region.

Delrapport nr. 1

Akkumulering av organisk materiale på sjøbunn

Otto K. Sandnes, Fredrik R. Staven



Aqua Kompetanse AS
7770 Flatanger

INNHOOLD

OPPSUMMERING.....	17
SUMMARY	18
1 INNLEDNING.....	19
2 MATERIALE OG METODE	19
2.1 MOM C-undersøkelser	19
2.1.1 Prøvetaking	20
2.1.2 Bearbeiding og analyser	20
2.1.3 Rapportering.....	21
3 RESULTAT	22
3.1 Bunndyr	23
3.1.1 Bunnfaunaen i nærsone	23
3.1.2 Bunnfaunaen i overgangssone og fjernsone	23
3.2 TOC	24
4 DISKUSJON	24
4.1 Bunndyr	24
4.2 TOC	25
4.3 Måloppnåelse	26
5 KONKLUSJON.....	26
6 REFERANSER.....	27

OPPSUMMERING

Dette delprosjektet har hatt som mål å dokumentere akkumulering av organisk materiale på sjøbunn under- og i nærområdene rundt oppdrettsaktivitet og eventuell effekt av akkumuleringen. Samtidig skulle man utvikle metodikk for å kvantifisere påvirkningen av miljøet og beskrive miljøstatus i de undersøkte områdene. Man valgte å benytte undersøkelser utført av oppdrettsfirmaene i området i perioden 2009-2011 med den såkalte MOM C-metodikken nedfelt i en norsk standard (NS9410-2009). I alt er nærsonen, overgangssonen og fjernsonen rundt 14 oppdrettslokaliteter og tre referansestasjoner undersøkt. Resultatene fra nærsonen til 11 av 14 undersøkte oppdrettslokaliteter (fjorder) på Nordmøre viser ingen tegn på organisk belastning i form av økologiske endringer i dyresamfunnet. De 15 undersøkelsene utgjør en verdifull start på en eventuell tidsserie i overvåkning av fjordbunnen ved anleggene og i fjordene generelt.

Sammensetningen av bunnfaunaen i sedimentene ved et oppdrettsanlegg er en god metode for å overvåke påvirkningen fra anlegget. TOC er ingen god parameter for å overvåke organisk belastning fra oppdrettsanlegg da det fra naturens side ofte kan være meget høye verdier i områder upåvirket av menneskelig aktivitet. Denne parameteren kan vise meget stor påvirkning samtidig som bunnfaunaen viser totalt normale forhold/ingen påvirkning.

SUMMARY

This project's objective is to document the accumulation of organic matter in sediments surrounding the areas around the fish farms and aquaculture activity establishments. At the same time enhance and develop methods for quantifying the impact on the environment and describe the environmental status in the surveyed areas. Surveys were conducted by mariculture production firms in the area, during the period between 2009-2011. Method for environmental surveillance and observation of mariculture production was described in the Norwegian Standard (NS9410-2009) and referred to as (MOM-C). 14 production sites and localities were examined by taking samples from each site. In addition, samples were taken from transitional points and control samples were taken from two referential points in the area.

The results show that 11 of 14 surveyed production sites (fjords) in Nordmøre shows no significant signs for organic load in terms of ecological changes in the benthic community. The 15 studies represent a valuable start to a possible time-series monitoring of the sea bottom at the areas around mariculture production sites specifically, and the fjords in general. Monitoring the composition of benthic fauna in the sediments beneath fish farms cages is a good method for monitoring the impact on the benthic environment from mariculture production establishments. While, the TOC (Total organic carbon) method has shown to be less reliable as an indication for environmental changes due to human activities and mariculture production under the surveillance period.

1 Innledning

Mål

Målet for arbeidspakke 1 var «å dokumentere akkumulering av organisk materiale på sjøbunn under, og områdene i nærheten av oppdrettsaktivitet. Det vil samtidig være viktig å undersøke eventuelle effekter av akkumulering av organisk materiale.

Når prosjektet er avsluttet:

- Skal det være utviklet en metodikk for å kvantifisere miljøpåvirkningen fra oppdrettet innenfor de områdene som antas å ha størst effekt på miljøet.
- Det vil være et stort fokus på å etablere en metodikk som er omfattende nok til å gi en tilstrekkelig pålitelig beskrivelse av situasjonen, men likevel ikke mer ressurskrevende enn at en med stor sannsynlighet kan videreføre arbeidet etter prosjektperioden.
- På bakgrunn av den metodikken som benyttes skal det etableres en statusbeskrivelse av næringens miljøpåvirkning i prosjektets virkeområde.
- På bakgrunn av den metodikken som benyttes skal det igangsettes tidsserier, som beskriver eventuelle endringer i miljøstatus.
- En beskrivelse av miljøstatus vil være et utgangspunkt for oppdrettsnæringen til å iverksette tiltak for å bedre miljøstatusen i området.
- En beskrivelse av miljøstatus skal være et grunnlag for forvaltning og næring i de beslutninger som fattes vedrørende videre utvikling av næringen.

2 Materiale og Metode

2.1 MOM C-undersøkelser

Prosjektet har tatt utgangspunkt i 15 MOM C-undersøkelser utført i regionen i perioden juni 2009 til mai 2011 (Figur 1). I tillegg er det tatt to referansestasjoner i september 2011 og januar 2012. Feltarbeidet er utført av Aqua Kompetanse AS og Havbrukstjenesten AS på oppdrag fra lakseoppdretterne i regionen (Tabell 1).

En MOM C-undersøkelse er en overvåkningsmetodikk utviklet av norsk forvaltning i samarbeid med norske forskningsinstitusjoner. Metodikken skal brukes for å overvåke miljøpåvirkningen i sjøområdene ved og rundt oppdrettsanleggene, og den er nøye beskrevet i Norsk Standard NS 9410. Resipientundersøkelsen skal gi tilstandsbeskrivelse av miljøforholdene og avdekke eventuelle forandringer i resipienten, og vil være referansemateriale for senere undersøkelser. En prøve tas ved anlegget (nærsonen), en i djupålen (største dyp - fjernsonen) i resipienten og en mellom disse to stasjonene (overgangssonen). På denne måten får man en oversikt over påvirkningen ved anlegget og utover i bassenget lokaliteten ligger. De marine miljøforholdene beskrives på grunnlag av bunnprøver (sediment, bunnfauna, og kjemi).



Figur 1. Kart over Nordmøre med de 15 undersøkte områdene og ref.st. A og B

2.1.1 Prøvetaking

Innsamlingen er foretatt av Aqua Kompetanse AS og Havbrukstjenesten AS. Det er tatt tre grabbprøver på hver stasjon. Prøvene er samlet inn ved hjelp av van Veen grabb (0,25 m²) og sendt videre til analyse.

Fra den ene prøven ble det nedfrosset sediment for kjemiske og geologiske analyser og bestemmelse av glødetap. De to andre prøvene ble vasket gjennom to sikter, der den første sikten har hulldiameter 5 mm og den andre 1 mm (Hovgaard 1973) og konserverert på formalin tilsatt borax. Prøvene ansees som kvantitative for dyr som er større enn 1 mm. Innsamlingsmetodikken er nøye beskrevet i NS 9410.

2.1.2 Bearbeiding og analyser

Bearbeidingen av innsamlet materiale er utført av Uni Miljø, SAM marin som er akkreditert for dette arbeidet (Test 157). De gjennomfører kjemiske og geologiske analyser, samt artsbestemmelse av bunnfauna.

Tabell 1. Oversikt over fjorder og fjordsystem som er med i denne undersøkelsen, tidspunkt for feltarbeid og konsulent ansvarlig for den enkelte undersøkelsen.

MOM C-undersøkelser i Nordmøre 2009 - 2011				
Lokalitet	Fjord	Kommune	Feltarb.	Utført av
Lok. 1	Trondheimsleia	Aure	apr.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 2	Trondheimsleia	Aure	apr.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 3	Arasvikfjord	Halsa	mai.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 4	Valsøyfjord	Halsa	aug.10	Aqua Kompetanse AS
Lok. 5	Freifjorden	Kr. Sund	apr.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 6	Ytre kyst	Smøla	mai.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 7	Halsafjord	Tingvoll	nov.10	Aqua Kompetanse AS
Lok. 8	Kvernesfjorden	Gjemnes	jul.10	Aqua Kompetanse AS
Lok. 9	Sunnalsfjorden	Tingvoll	apr.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 10	Sunnalsfjorden	Tingvoll	apr.11	Havbrukstjenesten AS
Lok. 11	Bremnesfjorden	Averøy	jun.09	Aqua Kompetanse AS
Lok. 12	Kornstadfjorden	Averøy	jun.09	Aqua Kompetanse AS
Lok. 13	Ramsøyfjorden	Smøla	mai.11	Aqua Kompetanse AS
Lok. 14	Ramsøyfjorden	Smøla	mai.11	Aqua Kompetanse AS
Lok. 15	Trondheimsleia	Smøla	mai.11	Aqua Kompetanse AS
Ref. st.				
A, I. Grip	Åpent hav	Kr. Sund	Sept. 11	Havbrukstjenesten AS
B, Urda	Indre fjord, dyp	Surnadal		Havbrukstjenesten AS

Det ble tatt sedimentprøver til analyse av organisk innhold og kornfordeling fra tre stasjoner. Partikkelfordelingen bestemmes ved at prøven først løses i vann og siktes gjennom en 0,063 mm sikt. Partikler større enn 0,063 mm ble tørrsiktet, og for partikler mindre enn 0,063 mm ble pipetteanalyse benyttet for gruppering i størrelsesgrupper (Buchanan 1984). Sedimentprøvene blir analysert for TOC (totalt organisk karbon), sink, kopper og fosfor samt at all fauna større enn 1 mm artsbestemmes.

Resultatene vurderes opp mot KLIF's tilstandsklassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997 og Bakke et al. 2007). Tilstandsklassifiseringen her går fra I (beste tilstand) til V (dårligste tilstand). I tillegg vurderes nærstasjonene opp mot C-delen av MOM-systemet (Norsk Standard NS 9410). Tilstandene her går fra I til IV og tar til en viss grad hensyn til at nærsone får en del påvirkning.

2.1.3 Rapportering

Rapportering av resultatene er utført av selskapet som hentet inn prøvene (Aqua Kompetanse AS og Havbrukstjenesten AS). Aqua Kompetanse AS har gått gjennom alle rapportene for å sammenstille data og benytte disse i dette prosjektet.

3 Resultat

Tabell 2. Miljøtilstanden i nær-, overgangs- og fjernsone ved 14 oppdrettslokaliteter på Nordmøre uttrykt i faunasammensetning og totalt organisk karbon.

MOMC-undersøkelser i Nordmøre				Fauna	Kjemi	
Lok.	Fjord	Komm	Felt	Sone	KLIFF tilst.	TOC tilst.
Lok. 1	Trondheimsleia	Aure	apr.11	Nærsone	V	II
				Overgangssone	I	III
				Fjernsone	I	I
Lok. 2	Trondheimsleia	Aure	apr.11	Nærsone	I	II
				Overgangssone	I	V
				Fjernsone	I	III
Lok. 3	Arasvikfjord	Halsa	mai.11	Nærsone	III	III
				Overgangssone	I	III
				Fjernsone	I	III
Lok. 4	Valseyford	Halsa	aug.11	Nærsone	ikke tatt	
				Overgangssone	II	V
				Fjernsone	II	I
Lok. 5	Freiljorden	Kr. Sund	apr.11	Nærsone	III	I
				Overgangssone	II	II
				Fjernsone	I	I
Lok. 6	Ytre kyst	Smøla	mai.11	Nærsone	Mom 1 [*])	
				Overgangssone	I	IV
				Fjernsone	V	V
Lok. 7	Halsafjord	Tingvoll	nov.10	Nærsone	hard bunn	hard bunn
				Overgangssone	hard bunn	hard bunn
				Fjernsone	I	I
Lok. 8	Kvernesfjorden	Gjemnes	jul.10	Nærsone	Mom 1 [*])	III
				Overgangssone	II	III
				Fjernsone	II	III
Lok. 9	Sunndalsfjorden	Tingvoll	apr.11	Nærsone	I	I
				Overgangssone	II	I
				Fjernsone	II	II
Lok. 10	Sunndalsfjorden	Tingvoll	apr.11	Nærsone	I	V
				Overgangssone	II	I
				Fjernsone	II	II
Lok. 11	Bremnesfjorden	Averøy	jun.09	Nærsone	Mom 1 [*])	III
				Overgangssone	III	V
				Fjernsone	I	V
Lok. 12	Kornstadfjorden	Averøy	jun.09	Nærsone	Mom 1 [*])	V
				Overgangssone	III	V
				Fjernsone	III	V
Lok. 13	Ramseyfjorden	Smøla	mai.11	Nærsone	I	I
				Overgangssone	I	I
				Fjernsone	I	I
Lok. 14	Ramseyfjorden	Smøla	mai.11	Nærsone	I	II
				Overgangssone	I	III
				Fjernsone	I	I

*) MOM-tilstand 1 etter MOM-klassifiseringssystemet

Resultatene er presentert i tabell 2 og 3. I tabell 2 finnes resultatene fra nærsonen, overgangssonen og fjernsone og i tabell 3 ligger referansestasjonene. St. 15 er overført fra oppdrettstabellen til referansestasjonene fordi det enda ikke er satt ut fisk på stasjonen.

Tabell 3. Referansestasjoner i åpent hav (A - Indre Grip), før utsett på ny lokalitet i Trondheimsleia (Lok. 15) dyp indre fjord (B – Urda).

MOMC-undersøkelser i Nordmøre					Fauna	Kjemi
Lok.	Fjord	Komm.	Felt	Sone	KLIFF tilst.	TOC tilst.
A Indre Grip	Åpent hav	Kr. Sund	sep.11	Åpent hav	I	V
Lok. 15	Trondheimsleia	Smøla	mai.11	Nærsone	Mom 1	I
				Overgangssone	I	III
				Fjernsone	I	I
B Urda	Trangfjorden	Surnadal	jan.12	Fjernsone	II	IV

3.2 Bunndyr

Artsdiversiteten er en parameter som beskriver forholdet mellom antallet arter og antallet individer. Ved økt nedfall av organisk materiale vil man først få en stimulering av faunaen ved at antallet individer stiger uten at arter forsvinner. Ved ytterligere økning i nedfallet vil de mest følsomme artene trekke unna eller bli kvalt av nedfallet. Dette resulterer i lavere diversitet. Samtidig øker antallet av de artene som er i stand til å nyttiggjøre seg nedfallet. Jo større nedfallet blir, jo færre arter forekommer.

Det er viktig å være klar over at tilstand I (Meget god) og II (God) begge er å betrakte som upåvirket naturtilstand (Sandnes 2004).

3.2.1 Bunnfaunaen i nærsonen

Resultatene er listet opp i tabell 2 og 3. På lokalitet 15 var det enda ikke satt ut fisk, slik at denne har fått status som referansestasjon og er satt opp i tabell 3. Lok. 4 har ikke prøve fra nærsonen (settefiskanlegg) og lok. 7 hadde hardbunn i nærsonen.

Nærsonene på de 12 resterende lokalitetene er vurdert som følger: lokalitetene 6, 8, 11 og 12 er vurdert etter MOM-C-systemet (1-4) og hadde alle tilstand 1 (beste tilstand). På de 8 resterende lokalitetene er nærsonene vurdert etter det strengeste systemet, Klif-tilstand (I-V). Av disse hadde 5 lokaliteter tilstand I, to tilstand III og en tilstand V.

3.2.2 Bunnfaunaen i overgangssonen og fjernsonen

Disse to sonene vurderes vanligvis bare etter klif-systemet med tilstand I-V.

Vurdert ut fra faunasammensetningen har 11 av de 14 lokalitetene tilstand I eller II (normaltilstand) både i overgangssone og fjernsone. Hos de resterende tre har én tilstand

III i begge sonene, én har I i overgangssonen og V i fjernsonen og den siste har III i overgangs- og I i fjernsonen.

3.3 TOC

Resultatene er presentert i høyre kolonne i tabell 2.

3.2.1. Resultat TOC nærsone

Resultatene er listet opp i tabell 2. Her foreligger resultater fra 12 lokaliteter med følgende tilstander: tilstand I på tre lokaliteter, II på tre lokaliteter, III på tre lokaliteter, IV på en lokalitet og V på en lokalitet.

3.2.2. Resultat TOC overgangs- og fjernsone

Tabell 2. høyre kolonne. Overgangssonen har fire lokaliteter med tilstand I-II mens fjernsonen har åtte lokaliteter med samme tilstand. Begge sonene har fire lokaliteter med tilstand III og en med tilstand IV. Overgangssonen har fire tilstand V og fjernsonen tre.

4 Diskusjon

4.2 Bunndyr

Bunnfauna i nærsonen

Disse prøvene tas tett ved anlegget. Avstanden kan variere noe, avhengig av bunnsubstrat og topografi. Er det hardbunn og bratt skråning i nærsonen, forsøker man å finne sediment lengre unna. Noen ganger må man bare fastslå at bunnen er for hard til å få sediment til analyse i rimelig nærhet til anlegget.

Nærsonen vurderes vanligvis etter en egen tilstandsklassifisering, såkalt MOM-C klassifisering. Dette systemet tar høyde for at det er en viss påvirkning i nærsonen. I dette tilfellet er de fleste lokalitetene vurdert etter det strengeste klassifiseringssystemet (Klif).

Resultatene må karakteriseres som overraskende gode, da alle nærsonene karakterisert etter MOM-systemet har beste tilstandsklasse. Av de 8 lokalitetene klassifisert etter strengeste metode er det bare tre som har redusert tilstand i nærsonen; lokalitet 1 med tilstand V og lokalitet 3 og 5 med tilstand III. Dette viser at selv i nærsonene til oppdrettsanlegg er det vanligvis ikke så mye oppsamling av organisk materiale at det får økologiske konsekvenser i form av utslag på sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Med andre ord, nærområdene til 78 % av de undersøkte lokalitetene har God/Meget God miljøtilstand i bunnfaunaen.

Bunnfauna i overgangs- og fjernsone

Resultatene viser at organisk nedfall fra oppdrettsanleggene ikke påvirker bunnfaunaen i overgangs- og fjernsonen rundt 11 av de 14 undersøkte anleggene. Vi står da igjen med tre lokaliteter som har reduserte miljøforhold. Lokalitet 6 ligger på ytre kyst i Smøla. Denne har tilstand V i fjernsonen hvor stasjonen ligger 7-800 m fra anlegget. Det organiske avfallet her skyldes naturlige ansamlinger av død tare som ligger i ei "gryte" og blir nedbrutt. Lokaliteten var enda ikke tatt i bruk ved prøvetakingstidspunktet, slik at avfallet ikke kan skyldes oppdrettsavfall.

Lokalitet 11 ligger i Bremnesfjorden, som har flere oppdrettsanlegg (5 lokaliteter). Her har fjernsonen tilstand I men overgangssonen tilstand III. Lokalitet 12 ligger i Kornstadfjorden og her har både overgangs- og fjernsone tilstand III. Ut fra foreliggende data er dette de to eneste av de undersøkte fjordene på Nordmøre hvor en kan spore en viss organisk belastning. Foreliggende studie kan ikke avgjøre om dette skyldes oppdrettsvirksomhet eller om det skyldes naturlige forhold.

I en studie fra Nord-Trøndelag i 2004, der man bl.a. undersøkte områder upåvirket av menneskeskapte utslipp, fant man tilstand II i to områder ytterst på kysten, tilstand I ytterst i en fjord og tilstand III lengre inn i samme fjord (Sandenes, 2004). Dette viser at upåvirkede områder kan ha en viss spredning i tilstandsklassene vurdert ut fra faunasammensetning.

4.3 TOC

TOC i nærsone

Vi ser at halvparten av lokalitetene har tilstand God eller Meget god (I-II). Dette indikerer at disse lokalitetene har så god strøm i store deler av vannsøylen at nedfall fra anlegget spres og fortynnes. De resterende lokalitetene fordeler seg med 16 % med stor ansamling av organisk stoff (tilstand IV-V) mens en lokalitet ligger i mellomsjiktet. Ut fra dette kan man si at nedslammingen i nærsone til oppdrettsanleggene er moderat.

TOC i overgangssonen og fjernsonen

Parameteren TOC viser få klare forskjeller mellom de tre sonene. Den eneste tendensen er at fjernsonen har 71% med tilstand I-II, overgangssonen har 28 % og nærsone 42 % med de to beste tilstandene. Nærsone bør fange opp påvirkning fra anlegget, men denne antakelsen stemmer lite med at det er vesentlig flere stasjoner med god tilstand i nærsone enn i overgangssonen. Variasjonene i overgangssonen og fjernsonen skyldes like sannsynlig naturlige variasjoner. Dette bekreftes av at referansestasjonen (Tab.3.2.) i åpent hav sør om Inngripan har tilstand V og at overgangssonen på lokalitet 15 har tilstand III før den er tatt i bruk. Referansestasjonen B, Urda, har tilstand IV og viser at det er ansamlinger av organisk materiale på store fjorddyp også langt inne i fjordene.

4.4 Måloppnåelse

Målet for arbeidspakke 1 var «å dokumentere akkumulering av organisk materiale på sjøbunn under og områdene i nærheten av oppdrettsaktivitet. Det vil samtidig være viktig å undersøke eventuelle effekter av akkumulering av organisk materiale»

I utgangspunktet ble det tatt fatt i eksisterende metodikk i de områder hvor det foregår oppdrett. Vi mente at den kvantifiseringen av miljøpåvirkningen som foregår gjennom den eksisterende overvåkingen først måtte settes i system. Derfor så man først på de omtalte 15 lokalitetene. Prosjektet har således ikke utviklet egen metodikk men brukt eksisterende og anerkjent metodikk. Vi mener metodikken med faunatilstand er følsom og fanger opp aktuelle svingninger i tilstanden forårsaket av oppdrettsvirksomhet. Dette i kontrast til metodikken som bruker parameteren TOC. Vi fant liten eller ingen overensstemmelse mellom de to parametre (Tab.3.1.), og flere stasjoner uten påvirkning fra oppdrett eller annen antropogen påvirkning, hadde dårligste miljøtilstand ved bruk av denne parameteren. Samtidig kunne faunaparameteren vise beste tilstand.

Ved å bruke faunaparameteren (Klif-tilstand I-V) som beskrivelse på miljøtilstanden på fjordbunnen der det drives oppdrett, kan tabell 3.1. betraktes som en statusbeskrivelse av næringens miljøpåvirkning i prosjektets virkeområde.

De omtalte undersøkelsene vil kunne fungere som starten på en tidsserie som kan beskrive eventuelle endringer i framtida. Så langt er det få områder i landet som har brukt denne type undersøkelser over lengre tid.

5 Konklusjon

11 av 14 undersøkte oppdrettslokaliteter(fjorder) på Nordmøre viser ingen tegn på organisk belastning verken fra oppdrettsnæring eller andre kilder.

De utførte undersøkelsene utgjør en verdifull start på en eventuell tidsserie i overvåking av fjordbunnen ved anleggene og i fjordene generelt.

Sammensetningen av bunnfaunaen i sedimentene ved et oppdrettsanlegg er en god metode til å overvåke påvirkningen fra anlegget

TOC er ingen god parameter for å overvåke organisk belastning fra oppdrettsanlegg da det fra naturens side ofte kan være meget høye verdier i områder upåvirket av menneskelig aktivitet. Samtidig kan denne parameteren vise meget stor påvirkning samtidig som bunnfaunaen viser totalt normale forhold/ingen påvirkning.

6 Referanser

- Bakke T, Breedveld G, Källqvist T, Oen A, Eel E, Ruus A, Kibsgaard A, Helland A, Hylland K. 2007. Veileder for miljøkvalitet i fjorden og kystfarvann. Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. TA 2229/2007.
- Buchanan JB. 1984. Sediment analysis. Pp. 41-65 in: N.A. Holme & A.D. McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Hovgaard P. 1973. A new system of sieves for benthic samples. *Sarsia* 53:15-18.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. *SFT-veiledning* nr. 97:03. 36 s.
- Norsk Standard NS 4764. 1980. Vannundersøkelse. Tørrstoff og gløderest i vannslam og sedimenter. *Norges Standardiseringsforbund*.
- Norsk Standard NS 9410. 2000. Miljøovervåking av marine matfiskanlegg. *Norges Standardiseringsforbund*.
- Sandnes, O. 2004. Bonitetsprosjektet i HASUT. Utvikling av kartleggingsmetode for lokalisering av marin matfiskoppdrett. Rapport 42-10-4 (Aqua Kompetanse. Rapp.) 60 s.
- Veileder nr 1:2009: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Utgitt av Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.

MILJØDOKUMENTASJON NORDMØRE

Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringssalter tilført fra oppdrett i Nordmøre regionen i 2011-13

Yngvar Olsen, Kjersti Andresen, Siv Anina Etter, Øystein Leiknes, Xinxin Wang



Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
Institutt for biologi
Trondhjem biologiske stasjon

Kontaktinformasjon:
Yngvar Olsen
yngvar.olsen@ntnu.no
+47 97778249



Prosjektet «Miljødokumentasjon Nordmøre» ble finansiert av Møre og Romsdal fylkeskommune, Marint miljøsikrings- og verdiskapingsfond, FHL-Avdeling Midtnorsk Havbrukslag og involverte oppdrettsbedrifter.

Rapportens referanse:

Olsen Y, Andresen K, Etter SA, Leiknes Ø, Wang X. 2014. Miljødokumentasjon Nordmøre - Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringsalter tilført fra oppdrett i Nordmøre regionen i 2011-13. Trondhjem biologiske stasjon, Institutt for biologi. NTNU internrapport.

SAMMENDRAG.....	33
1 INNLEDNING	35
2 PROSJEKTETS MÅL	36
3 MATERIALER OG METODER.....	37
3.1 Utslippsberegninger	37
3.2 Næringskomponenter	39
3.3 Indikatorer (EQS-variabler)	39
3.4 Prøvestasjoner	41
3.5 Prøvetakingsprogram og klargjøring av utstyr.....	42
3.6 Uttak av vannprøve	43
3.7 Bearbeiding av vannprøver i laboratoriet.....	43
3.8 Analyser	43
4 RESULTATER.....	44
4.1 Føring og utslipp av næringsalter i Nordmøre regionen.....	44
4.2 Temperatur og salinitet.....	45
4.3 Konsentrasjon av næringsstoffer for hele prøveperioden	45
4.3.1 Uorganiske næringsalter	45
4.3.2 Partikulære næringsstoffer (PON og POP)	47
4.4 Planktonbiomasse for hele prøveperioden	49
4.4.1 Klorofyll <i>a</i>	49
4.4.2 Partikulært karbon	49
4.5 Gjennomsnittlige sommerverdier	51
4.5.1 Uorganiske næringsalter	52
4.5.2 Partikulær N og P (PON og POP)	53
4.5.3 Planktonbiomasse.....	54
4.5.4 CNP-forhold i planktonet	54
5 DISKUSJON	56
5.1 Analyse av data	56
5.2 Vurderingsgrunnlag.....	58
5.2.1 OSPARCOM.....	58
5.2.2 Referansedata fra Hopavågen.....	58
5.2.3 Elementforhold i partikulært material	60
5.3 Vurdering av kjemisk og økologisk tilstand	60
5.3.1 OSPARCOM.....	60
5.3.2 Hopavågen.....	60
5.3.3 Algefysiologiske indikatorer	61
6 KONKLUSJON	62
7 REFERANSER	63
VEDLEGG	65

Sammendrag

Prosjektets mål var å kvantifisere utslippene av uorganiske næringssalter fra oppdrettsanleggene til vannmassene i Nordmøre-regionen og å gjøre en effektstudie for å bestemme om utslippene hadde negative kjemiske og økologiske virkninger på det pelagiske/planktoniske økosystemet slik dette i prinsippet skal gjennomføres i henhold til det europeiske vanddirektivet.

Utslipet av næringssalter fra hvert av lakseanleggene i Nordmøre-regionen i perioden mai–september ble estimert basert på massebalanseanalyse av “fôr-inn” og “fisk-ut”, fordøybarhet av C-, N- og P-komponenter i fôret og CNP-forholdene i fôr og fisk. Utslippene av uorganisk N (DIN) og P (DIP) fra anleggene i regionen økte fra mai til august og avtok deretter noe til oktober. De totale utslippene av DIN i august gjennom perioden 2011–13 var i størrelse 151–329 tonn, mens utslippene av DIP var 3.8–8.3 tonn (DIN:DIP = 40).

Det ble etablert fire stasjoner for prøvetaking. Det var en intensjon at to av stasjonene (BA-stasjoner) skulle plasseres i områder der påvirkningen fra oppdrett var antatt å være minimal, mens de øvrige to stasjonene skulle plasseres i områder der påvirkningen ble antatt å være maksimal (PV-stasjoner). Følgende stasjoner ble valgt: BA1–Raudeggflua (63,1037, 7,5271), BA2— Skjerjebåan, (63,4158, 7,7009), PV1–Bremsnesfjorden (63,0111, 7,7430) og PV2–Reiråklakken (63,4622, 8,1824). Det ble ikke oppdrettsaktivitet ved PV1 Bremsnesfjorden i 2012, og det ble derfor etablert en tredje PV-stasjon; PV3 – Segelråa (63.1449, 8.1065).

Den gjennomsnittlige temperaturen i vannmassene (1–10 meter dyp) viste et maksimum i september på omkring 15–16°C og vintertemperaturene var i overkant av 6°C. Saliniteten var relativt konstant omkring 30 ppt (27–34 ppt). Det var ingen systematiske forskjeller i temperatur og salinitet for bakgrunns- og påvirkede stasjoner.

Det rapporteres målinger av nitrat, ammonium (sum DIN), fosfat (DIP), klorofyll *a* (CHL), og partikulært organisk karbon (POC), fosfor (POP) og nitrogen (PON). De to BA-stasjonene viste lignende verdier, men PV2 viste i noen grad, men ikke gjennomgående, høyere konsentrasjoner enn de øvrige stasjonene. Gjennomsnittverdiene for indikatorvariablene unntatt DIN og PON var signifikant ($P < 0,05$) høyere for de antatt påvirkede PV-stasjonene enn ved BA-stasjonene som ble antatt å være mindre påvirket. Konsentrasjonene alle variablene var imidlertid innenfor det som må betraktes som naturlig og vel akseptert. Dette underbygges av at alle middelverdiene for stasjonene i Nordmøre-regionen unntatt POP var lavere enn de tilsvarende konsentrasjonene for Hopavågen i Sør-Trøndelag. Konsentrasjonen av PON, som er en hoved-indikator i undersøkelsene, var lavere enn i Hopavågen og den estimerte tilførselen fra dypvann og andre kilder ble bereknet til 1–2 mg N m⁻³ dag⁻¹, som er lavere enn verdiområdet fra Hopavågen.

Alle målte verdier av næringssaltkonsentrasjoner og biomasse av planteplankton (klorofyll *a*) lå klart under grensene som OSPAR-kommisjonen har satt for norsk kystvann. For klorofyll *a* er normalverdiene satt til 2–4 µg CHL *a* litre⁻¹, med forhøyet nivå ved >4,5 µg CHL *a* litre⁻¹ for Nordsjøen. I Nordmøre-regionen var middelverdiene for sommersesongen <1 µg CHL *a* litre⁻¹ for begge stasjonstypene. DIN- og DIP-konsentrasjonene var langt under grensene til OSPARCOM. Konsentrasjonene av fosfat og nitrat i vinterperioden var lavere enn konsentrasjonene i dypvann.

PV2 Reiråklakken viste gjennomgående en noe høyere indikatorkonsentrasjoner enn de øvrige stasjonene. Den totale tilførselen av DIN for stasjonen ble estimert til 3,3 mg N m⁻³ dag⁻¹, en verdi som faller innenfor bakgrunnsverdiene fra Hopavågen. PV2 ligger nedstrøms for to til tre større anlegg og det er god grunn til å tro at den høyere verdien reflekterte en reell påvirkning selv om påvirkningen var begrenset og ikke forskjellig fra verdiene i Hopavågen. Verdiene for PV2 Reiråklakken for 2013 var beheftet med en viss usikkerhet. PV1 og PV3 lå også i anleggstette områder, men verdiene herfra var gjennomgående lavere.

Den gjennomsnittlige tilførselen for regionen, vurdert basert på basis av PON ved de fem stasjonene, var 85 % av naturlig bakgrunn målt i Hopavågen. Det må mer enn en dobling av naturlig bakgrunn til på en regional skala for at en negativ økologisk effekt kan inntreffe. N:C (PON:POC), N:P (PON:POP) og P:C (POP:POC) forholdene i partikulært materiale støttet konklusjonen om at DIN var primært begrensende næringssalt for planteplanktonet og at naturlig tilført DIN og DIP fra dypvann var en langt viktigere kilde for næringssalter enn de antropogene kildene fra oppdrett. Utslippet fra oppdrett har et DIN:DIP forhold på $40 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$. Om utslippet fra oppdrett var en hovedkilde av næringssalter ville det resultere i økte N:C og N:P forhold og redusert P:C forhold i planteplanktonet og fosfor kunne tilslutt komme til å begrense veksten til planteplanktonet (når $\text{N:P} > 7\text{-}8 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$). Et slikt skifte til P-begrensning kunne ha betydd at tilførselene fra oppdrett var en hovedkilde og at situasjonen var mer usikker og labil.

En endelig konklusjon av undersøkelsene tilsier at den kjemiske tilstanden og funksjon til det planktoniske økosystemet i Nordmøre-regionen ikke er negativt påvirket av økte tilførsler av næringssalter fra oppdrett. Tilstanden ble vurdert ved tre uavhengige metoder, 1) grenseverdier gitt av OSPARCOM, 2) kvantitative dose-respons relasjoner fra Hopavågen, og 3) algefysiologiske indikatorer. Alle metodene ga en entydig konklusjon. De fleste indikatorene viste en liten, men i noen tilfeller signifikant ($P < 0,05$), økning for påvirkede stasjoner i sommerperioden. Alle verdiene varierte imidlertid klart innenfor det normale for norsk kystvann ved alle stasjonene. Funksjonen til det planktoniske økosystemet, vurdert basert på klorofyll-konsentrasjonene, algefysiologiske kriterier og på konsentrasjonen av PON tilsa fullgod kjemisk vannkvalitet og *Svært god* økologisk tilstand for det planktoniske, eller pelagiske, økosystemet.

1 Innledning

Det er en økende oppmerksomhet omkring velferds- og miljømessige aspekter av den globalt raskt voksende akvakulturnæringen (FAO 2006). Miljømessige forhold og ny internasjonal lovgivning, sammen med en økende konkurranse om plass i kystnære farvann, vil bli blant de bestemmende faktorene for utvikling av havbruk i Norge og andre europeiske kyststater i årene framover.

Norge har en velutviklet vitenskapelig basert praksis for forvaltning av organiske tilførsler til bunnlevende organismer i det såkalte bentiske (bunnlevende) økosystemet, de såkalte MOM-undersøkelsene, som i store trekk ble etablert av norske forskningsmiljøer (MOM, "Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring", Ervik et al. 1997). Det er ingen tilsvarende praksis for overvåkingen og forvaltningen av det pelagiske økosystemet. Mens næringsholdige partikler fra utslippene vil synke til bunnen, vil nærings saltene i utslippene, som utgjør den største fraksjonen av nitrogenutslippene fra norsk fiskeoppdrett, primært påvirke det pelagiske økosystemet. Det er ikke etablert et allment akseptert vitenskapelig grunnlag for en kunnskapsbasert forvaltning av næringsalter i kystfarvann (Cloern 2001), slik at denne forvaltningen oftest er blitt basert på "føre var-prinsippet". Dette er problematisk i forbindelse med implementeringen av EUs vannrammedirektiv og den norske tilpasningen i vannforskriften.

Olsen et al. (2014) har i inneværende år publisert en metode som kan anvendes for å vurdere *økologisk og kjemisk tilstand* til vannmasser som tilføres næringskilder over naturlige mengder. Metoden er vitenskapelig basert og tilfredsstillende intensjonene og kraven i det europeiske vanddirektivet, men den må implementeres som praksis sammen med alle involverte parter. Problemene med de etablerte metodene som er anvendt til nå er at de har begrenset utsagnskraft i norsk kystvann.

Det europeiske vanddirektivet legger opp til en såkalt "økosystembasert" forvaltning av kystfarvann og andre vannressurser (se Tett 2008 for en popularisert beskrivelse). Oppdrettsanleggene skal ses som en del av det marine økosystemet og håndteres på samme måte som andre utslipp. Den geografiske skalaen for forvaltningen er "økosystemet", som må ha en større regional utbredelse enn det enkelte oppdrettsanlegget. Direktivet krever vurdering av både *kjemisk og økologisk tilstand* i økosystemet. Stoffer som tilføres vannmassene og sedimenter defineres innen to kategorier som håndteres ulikt (se Tett 2008 for flere detaljer):

- Naturlig forekommende stoffer, herunder organisk stoff og næringsalter (*naturlige, biogene stoffer*).
- Stoffer som er fremmede for naturen, kalt syntetiske, herunder miljøgifter og mange legemidler (*naturfremmede miljøgifter*).

Den *kjemiske tilstanden* til økosystemene skal vurderes på bakgrunn av grenseverdier for konsentrasjonene til etablerte indikatorer (såkalte "Ecological Quality Standards", EQS-variabler). Direktivet aksepterer en mindre økning i konsentrasjonen av *naturlige* stoffer i forhold til naturlige bakgrunns-konsentrasjon i upåvirket kystvann. For de *naturfremmede* stoffene aksepterer direktivet i prinsippet ingen målbare økninger i konsentrasjoner. I praksis må det normalt aksepteres en liten økning over naturlig bakgrunn, fordi analysemetodene ofte er så fintfølede. Giftigheten av stoffet for mennesker og marine organismer vil nok i praksis være avgjørende for hva som vil bli akseptert. Økosystemets kjemiske tilstand med hensyn til begge stoffgruppene er akseptabel om konsentrasjonen av indikatorstoffene er lavere enn de satte EQS-grenseverdiene (se nedenfor).

Den *økologiske tilstanden* til økosystemet skal vurderes på bakgrunn av økosystemets struktur (biomasser, biologiske diversitet) og funksjon (organismenes aktivitet, funksjonell

diversitet). Den økologiske tilstanden skal i undersøkelser plasseres i én av fem mulige kategorier; *Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* eller *Svært dårlig*. Den økologiske tilstanden er akseptabel om kategorien er *Svært god* eller *God*. Det er ikke etablert vitenskapelig baserte og universelle indikatorer for diagnose av den økologiske tilstanden for de frie vannmassene eller for planktonsamfunnet. På bakgrunn av at nesten all den biologiske aktiviteten i havet (>95 prosent) skjer i mikroorganismer, er det helt avgjørende å framskaffe faglig baserte indikatorer for økologisk tilstand i planktonsamfunnet, som hovedbestanddel til det pelagiske økosystemet.

Den økologiske tilstanden skal etter direktivet være mest avgjørende i vurderinger av utslipp av naturlig forekommende stoffer som er komponenter i det naturlige økosystemet. Om konsentrasjonen av et naturlig stoff som næringssalter (biogent) overskrider det man regner som naturlig bakgrunn, er det ikke å betrakte som et miljøproblem dersom stoffet ikke representerer en trussel mot økosystemets funksjon og menneskers helse. Da bør grenseverdiene endres, og EQS-grenseverdiene for konsentrasjoner av naturlige stoffer må derfor reflektere en reell uakseptabel forringelse av økosystemets struktur og funksjon – en forhøyet konsentrasjon av et biogent stoff som ikke har noen påviselig økologisk betydning, kan ikke være nok. For naturfremmede miljøgifter kan overskredne EQS-grenseverdier i seg selv forandre handling selv om det ikke kan registreres endringer i økosystemets struktur og funksjon.

De etablerte MOM-undersøkelsene for havbunnen er i overensstemmelse med prinsippene som i korthet er gjengitt ovenfor. At en lignende praksis ikke er blitt etablert for de pelagiske vannmassene grunner i at forskningen har hatt problemer med å etablere en klar vitenskapelig basis for forvaltningen av vannmassene (Merceron et al. 2002, Soto & Norambuena 2004, Maldonado et al. 2005, Dalsgaard & Krause-Jensen 2006, Olsen et al. (2014)). Det har vært viktig å etablere vitenskapelig baserte indikatorvariabler som kan gi informasjon om kjemisk tilstand og vitenskapelige kriterier som avspeiler økologisk tilstand til det pelagiske økosystemet. De kjemiske EQS-grenseverdien må settes slik at de reelt avspeiler en negativ økologisk tilstand og ikke bare for eksempel 50 prosent over naturlig bakgrunn.

Olsen et al. (2014) har foreslått at partikulært organisk nitrogen (PON) kan anvendes som hoved-indikator både for kjemisk og økologisk tilstand til det pelagiske økosystemet og har gitt konkrete grenseverdier for akseptabel økologisk tilstand (kategori *Svært god* og *God*). Metoden vil anvendes for å vurdere tilstanden til kystvannet i Nordmøre-regionen sammen med metoden som har blitt anvendt av miljømyndighetene (OSPARCOM 2005) og direkte algefysiologiske vurderinger av økologisk tilstand basert på CNP forholdet i planktonet.

2 Prosjektets mål

Prosjektets definerte mål var:

- Å kvantifisere utslippene av uorganiske næringssalter fra oppdrettsanleggene til vannmassene i Nordmøre-regionen
- Å gjøre en effektstudie for å bestemme om utslippene har negative kjemiske og økologiske virkninger på det pelagiske økosystemet slik disse skal diagnostiseres i henhold til det europeiske vanddirektivet.

Et overordnet og litt mer langsiktig mål er å bidra til en vitenskapelig basert forvaltningspraksis for norsk og europeisk kystvann. Vurderingen av resultatene gjøres basert på langsiktig forskning ved NTNU, grunnleggende kunnskap om planktonalgers reaksjon på næringssalter og på internasjonale, relevante, publiserte arbeider (se Olsen et al. 2014).

3 Materialer og metoder

3.1 Utslippsberegninger

Utslippet av næringsstoffkomponenter kan med god sikkerhet estimeres basert på massebalanseanalyser av “fôr-inn” og “fisk-ut” fordi lakseoppdretternes bransjeorganisasjon FHL fører en omfattende fylkesvis statistikk for bruk av fôr og produksjon av laks. Oppdretterne rapporterer månedlig fôrforbruk og produksjonsdata på merdnivå til det statlige systemet altinn.no. De største leverandørene av automatiserte foringssystemer har slik rapportering som en del av det administrative systemet som oppdretterne bruker. Balansen av N, P og energi (C) i en fisk kan uttrykkes ved Likning 1 (Figur 1):

$$(1) \quad I = A + F = G + R + F$$

der I er inntaket av N, P eller C i føden, A er assimilert N, P eller C fra føden, eller opptak i selve kroppsvevet, F er utskillelsen av N, P og C i fiskeskitt, G er vekst uttrykt som N, P eller C akkumulert i biomasse, R er respirasjon av C og ekskresjon for N og P. Om tapet av fôr (T) er vesentlig kan det inkluderes i balansen som da blir:

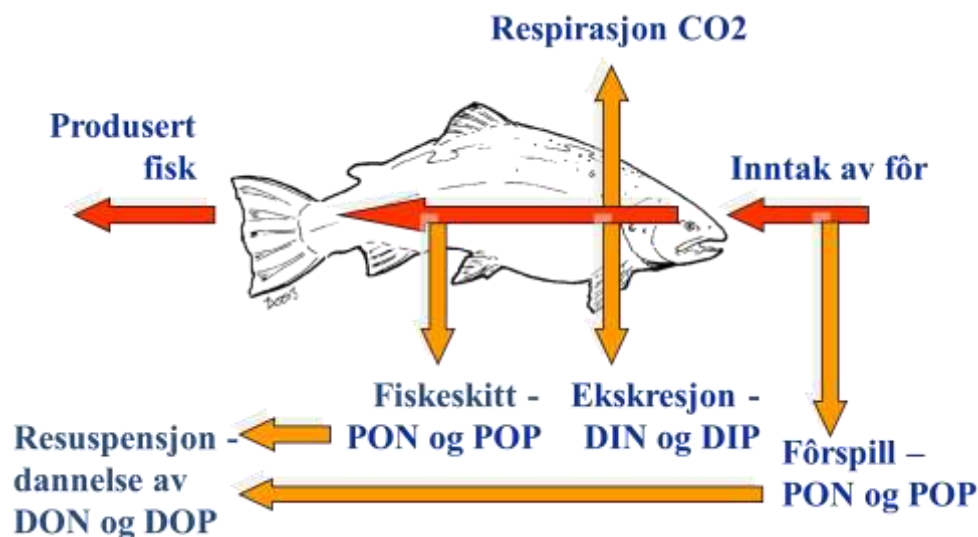
$$(2) \quad I = A + F + T = G + R + F + T$$

Likning 2 er representativ for et anlegg mens Likning 1 er representativ for et individ.

Dødelighet kan om ønskelig også inkluderes på tilsvarende måte som for fôrspill.

Utslippshastigheten av ulike næringskomponenter (se nedenfor) kan estimeres for nasjonen, de enkelte fylkene eller for ett anlegg etter følgende generelle prosedyre og input av data:

- Data for CNP-forhold i fôr og fisk, må estimeres gjennom egne analyser og/eller tas fra litteratur, fôrbedrifter og andre kilder
- Data for bruk av fôr, representert ved I i Likning 1 og 2.
- Data for produksjon av fisk, representert ved G i Likning 1 og 2.
- Data for tap av fôr under fôring, representerer T i Likning 2, normalt 2–5 prosent hvorav 15 prosent kan antas å gå i løsningsform, mens 85 prosent forblir i partikulær form (partikulært og løst organisk stoff, Tabell 1, se nedenfor)
- A kan estimeres basert på data om fordøybarhet av N (protein), P og C (energi) som blir spist ($A = AE \times I$, AE er fordøybarhet eller assimilasjonseffektivitet). Verdiene av fordøybarhet (assimilasjon) ligger i området 0,5–0,9 med laveste verdier for P.
- F kan bestemmes som I minus A, for N, P eller C
- 15 prosent av F kan antas å gå i løsningsform mens 85 prosent forblir i partikulær form (partikulært og løst organisk stoff, Tabell 1, se nedenfor)
- R kan bestemmes som A minus G, for N, P eller C



Figur 1. Mekanismer for utskillelse av næringskomponenter av ulik form fra lakseoppdrett. (se Tabell 1 og 2).

Viktige koeffisienter for fordøybarhet og CNP-forhold i fisk og fôr som ble anvendt i beregningene er samlet i Tabell 1.

En mer detaljert beskrivelse av beregningene er gitt av Wang et al. (2012) og Wang et al. (2013). Dersom statistisk informasjon om bruk av fôr og produksjon av fisk er fragmentert, er en dynamisk modell som beskriver fiskens metabolisme, vekst og produksjon av avfall (f.eks. Fernandes et al. 2007) et alternativ til en enkel massebalanse-modell som er beskrevet ovenfor. Slike modeller er ikke så robuste, men kan som nevnt være nyttig når inn-data er mer fragmentert.

Den største usikkerheten knyttet til beregningen som er anvendt her vil være fordøybarhet, og spesielt fordøyeligheten av fosforkomponenter i fôret (Hua & Bureau 2006, Sugiura et al. 2006). Fordøyeligheten av N kan settes lik den for protein som normalt måles og deklarerer av fôrleverandøren, og er følgelig ganske sikker (Anderson et al. 1995). Usikkerheten er primært knyttet til fordøyeligheten av andre N komponenter i fôret, som for eksempel nukleinsyrer.

Tabell 1. Koeffisienter for fordøybarhet og CNP forhold i fisk og fôr som ble anvendt i beregningen av utslipp (Wang et al. 2013).

Variabel	Karbon	Nitrogen	Fosfor
Fordøybarhet (assimilasjonseffektivitet), % av spist	85	85	30
Tørrfôr, % av tørrstoff	54	5,8	0,88
Fisk, % av tørrstoff	61	7,4	0,64

Et annet usikkerhetspunkt er den andelen av fôret som tapes til omgivelsene. Fôrspillet i lakseoppdrettet var høyt tidligere, men med dagens kameraassisterte fôring hevdes det fra oppdrettere at forspillet er svært lite, kanskje noen prosent. Objektive data er ikke enkelt tilgjengelig for å dokumentere dette. Bruk av et høyere forspill (3 % er normalt blitt anvendt) og lav fordøybarhet (<85 % av spist N) vil begge bidra til at modellen vil prediktere en høyere fraksjon av partikulært N og P i utslippet og et lavere utslipp av uorganiske næringsalter.

3.2 Næringskomponenter

Næringsalter og organiske komponenter fra sjøbaserte oppdrettsanleggene kan grupperes i tre hovedgrupper (Tabell 2), der hovedgruppene kan navngis i henhold til internasjonal vitenskapelig praksis i havforskning:

- Partikulært organisk N, P og C (henholdsvis PON, POP og POC)
- Løst organisk N, P og C (henholdsvis DON, DOP og DOC)
- Løst uorganisk N, P og C (henholdsvis DIN, DIP og DIC)

Det er primært N- og P-komponentene som vanligvis kan ha effekter på økosystemet og de forskjellige næringskomponenter vil ha innvirkning på ulike deler av det marine økosystemet (oppsummert i Tabell 2).

Løste uorganiske næringsalter som ammonium (NH_4) og fosfat (PO_4) skilles ut ved ekskresjon fra fisken og har et hovedfokus i rapporten. Uorganiske næringsalter vil ganske umiddelbart tas opp i planteplanktonet i de øvre vannlagene der det er gode lysforhold og fotosyntese. Da vil disse uorganiske næringssaltene anta en annen kjemisk form, de vil overføres fra uorganisk løst til partikulær form (f. eks fra DIN til PON, som er dominert av N i små planktonorganismer).

Om mengdene av næringsalter som tilføres er store, og fortynningen av vannmassene lite effektiv, kan slike utslipp resultere i uønskede blomstringer av planteplankton. Normalt vil vannet blandes effektivt i områder med lakseoppdrett slik at næringssaltene fortynnes raskt etter utslippet. Da vil næringssaltene normalt kunne stimulere den naturlige næringskjeden og tilslutt fiskeriene på en positiv måte.

3.3 Indikatorer (EQS-variabler)

Mulige indikatorer for kjemisk tilstanden til vannmassene i forbindelse med næringssaltutslipp kan med utgangspunkt i Tabell 2 være:

- DIN og DIP; disse er svært hyppig anvendt i overvåkning, men verdien som EQS-variabler er begrenset
- DON og DOP; sannsynligvis lite hensiktsmessige fordi komponentene er biologisk stabile
- PON og POP; ikke anvendt, men foreslått av Olsen et al (2014), trolig godt egnet
- Totalt N og Totalt P; i noen grad anvendt og trolig egnet

Tabell 2. Karakteristika og skjebne av næringskomponenter fra lakseoppdrett.

Næringskomponent	Akronym	Karakteristikk og skjebne
Partikulære næringsstoffer Partikulært organisk N, P og C	PON POP POC	<ul style="list-style-type: none"> • Planktonorganismer, vokser og spises • Hele fôrpellets, små til svært små partikler med opprinnelse i fôr, fiskeskitt eller påvekst-organismer i oppdrettsanlegg • Pellets og større partikler synker raskt til bunnen, blir spist av fisk/andre pelagiske eller bentiske organismer, eller de akkumulerer i sedimenter • Små partikler kan forbli i de åpne vannmasser. De kan spises av for eksempel maneter, skjell eller dyreplankton eller brytes ned av bakterier • Partiklene er ikke tilgjengelig for planteplankton og makroalger • Sedimentasjon og konsumering av partikler er relativt raske prosesser, dag(er)
Løste organiske næringsstoffer Løst organisk N, P og C	DON DOP DOC	<ul style="list-style-type: none"> • Molekylære (inkludert partikler < 0,2 µm) næringskomponenter. • Ofte komplekse, stabile kjemiske forbindelser fra cellevegger og fiskeskitt-partikler. Ikke direkte tilgjengelig for planteplankton • Kan aggregere med partikler (marine snø) og synke, relativt langsom prosess
Løste uorganisk næringsstoffer Løst uorganisk N, P og C, som er CO ₂	DIN (NH ₄) DIP (PO ₄) DIC (CO ₂)	<ul style="list-style-type: none"> • Uorganiske molekyler, mineralnæring for planter og dyr • Urea/ammonium (NH₄) og fosfat (PO₄) • Umiddelbart tatt opp av planteplankton, makroalger og bakterier, inkorporeres i PON og POP. • Kan forårsake uønsket algeblomstring

Utvalget av indikatorer for økosystemets tilstand er svært begrenset. Indikatorer som kan være et utgangspunkt for å bestemme økologisk tilstand kan være:

- Planteplanktonbiomasse (målt som konsentrasjonen av klorofyll *a*)
- Planktonbiomassen, små beitere inkludert (målt som partikulært organisk karbon, POC)
- Oksygenkonsentrasjonen, avspeiler balansen mellom vekst og nedbrytning
- Forhold mellom plante- og dyreplanktonbiomasse (dyreplanktonbiomasse målt som tørrstoff av dyreplankton fra håvtrekk)
- Sedimentasjonshastighet av N og P i dødt materiale (detritus)

- Sedimentasjon som andel av primærproduksjon, som da må måles med bio-optiske metoder, for eksempel fra satellitt
- PON og POP; ikke anvendt, men trolig godt egnet

Konsentrasjonen av oksygen, klorofyll *a*, og i noen grad konsentrasjonen av POC, brukes ofte som eneste indikatorer for økologisk tilstand i vannmassene. En annen indikator er sammensetningen av tang- og taresamfunnet i strandsonen (fastsittende organismer), men den er ikke relevant for de frie vannmassene. Olsen et al. (2014) har foreslått at PON og POP også kan anvendes som indikatorer for økologisk tilstand.

3.4 Prøvestasjoner

Basert på tidligere modellering av vannstrøm i regionen, kunnskap om oppdrettsanleggenes posisjoner og de generelle fysiske forholdene ble det valgt posisjoner for fire prøvestasjoner. Det var en intensjon at to av stasjonene (BA1 og BA2) skulle plasseres i områder der påvirkningen fra oppdrett var antatt å være minimal, mens de øvrige to stasjonene i 2011 (PV1 og PV2) ble plassert i områder der påvirkningen ble antatt å være maksimal. I 2012 ble oppdrettsanlegget ved PV1–Bremsnesfjorden brakklagt og stasjonen ble flyttet (PV3–Segelråa).

Det er noe usikkerhet knyttet til om plasseringen av prøvestasjonene ble etter intensjonen, dette må tas i betraktning i vurderingen av resultatene. Tilslutt, som en følge av en misforståelse ikke tatt ut prøver på BA2 og PV2 i 2012, og programmet ble derfor utsatt til 2013. En oversikt over prøvestasjonene er gitt i Tabell 3 og i Figur 2.

Tabell 3. Prøvestasjoner i undersøkelsen. Prøvetakningen som var planlagt til Stasjon PV1 i 2012 ble gjort ved Stasjon PV3 fordi det store oppdrettsanlegget nær PV1 ble brakklagt denne sesongen.

Stasjon	Akronym	Posisjon	År
Raudeggflua	BA1	63,1037, 7,5271	2011, 2012
Skjerjebåan	BA2	63,4158, 7,7009	2011, 2013
Bremsnesfjorden	PV1	63,0111, 7,7430	2011
Reiråklakken	PV2	63,4622, 8,1824	2011, 2013
Segelråa	PV3	63.1449, 8.1065	2012



Figur 2. Stasjoner for prøvetakning i Nordmøre-regionen. BA stasjonene omfatter stasjonene Raudeggflua (BA1) og Skjerjebåan (BA2) som ble antatt å være minimalt påvirket av utslipp fra havbruk mens PV-stasjonene Bremsnesfjorden (PV1), Reiråklakken (PV2) og Segelråa (PV3) ble valgt som stasjoner som sannsynligvis var påvirket av havbruk.

3.5 Prøvetakingsprogram og klargjøring av utstyr

Prøveuttak ved stasjonene var planlagt som følger:

- Sommerperioden: Fra juni til og med september – Hver uke, maksimalt 17 prøveuttak.
- Høst og vinterperioden: Fra oktober til og med mai – Hver måned, opptil 8 prøveuttak i 2010–13.

Utstyr for prøvetaking ble anskaffet av NTNU-TBS og fordelt til prøvetagere før oppstart. Etter hver prøvetaking ble alt utstyret skylt med rent springvann og tørket med åpne korker, men med aluminiumsfolie lagt løst over slik at vannet fikk dampe av. Utstyret ble oppbevart skjermet for støv og annen påvirkning slik at det kunne anvendes direkte ved neste prøvetaking.

3.6 Uttak av vannprøve

En integrert vannprøve for 0–10 meter dyp ble tatt ut ved hjelp av plastslange (innvendig diameter på 25 mm, tjukkevegget, næringsmiddelkvalitet). Vannslangen hadde et lodd festet til den ene enden sammen med et tau av samme lengde som slangen og en propp festet til slangen med tau. I den andre enden var det også festet en propp med tau. Ved uttak av vannprøve ble slangen senkes ned i vannmassene til enden nådde 10 meter dyp (loddet sørget for at den sank). Proppen ble så satt inn i toppen av slangen, slangens nedre ende ble dratt opp med tauet og den andre proppen ble satt inn i nedre enden. Slangens innhold ble så overført til prøvebøtte. Det ble tatt to slike prøver som ble slått sammen. Følgende måling/prøver ble tatt ut av prøvebøtta:

- Temperaturen i bøtta ble målt (håndkontakt med vannet må unngås).
- Planteplanktonprøve: 300 ml vannprøve ble tilsatt medisinflaske, med 3 ml sur Lugol tilsatt (sluttkonsentrasjon 1 %). Flasken ble merket og oppbevart mørkt ved romtemperatur/kjølig.
- Prøver til kjemiske analyser på partikler <200µm og i vannet: Det resterende vannet i bøtta ble helt over i brun kanne gjennom en trakt med 200 µm planktonduk for å fjerne store individer av dyreplankton (200µm-filtrert vann). Prøvene i de brune kannene ble tatt til laboratoriet for videre behandling.

3.7 Bearbeiding av vannprøver i laboratoriet

Vannprøvene fra stasjonene i de brune kannene ble bragt til laboratoriet og umiddelbart bearbeidet. Det skal tas prøver av ubehandlet 200µm-filtrert vann og fra det vannet som blir videre filtrert. Selve filteret skal også analyseres. Sterkt lys (sollys) må unngås i hele prosessen.

Følgende prøver ble tatt ut av 200µm-filtrert vann:

- 3 stk. 100 ml plastflasker merket med stasjonsnavn og dato ble fylt nesten helt opp og frosset ved 18°C. Skal analyseres for total P.
- 2-3 liter vann, nøyaktig volum noteres, ble filtrert ned i sugokolbe gjennom et glødet GF/F-filter (D = 47 mm) ved hjelp av vakuumpumpe. Filteret ble håndtert med pinsetter og må ikke gå tørt i løpet av filtreringen. Filteret ble umiddelbart lagt med «algesiden» opp i en petriskål som ble tapet igjen, pakket i aluminiumsfolie og frosset ved 18°C. Prøver tas av filteret for analyse av klorofyll *a*, POP, POC og PON.

Følgende prøver av vannet som var filtrert med GF-F filteret (betegnet som: GF-F-vann) ble tatt ut fra sugokolben:

- 3 stk. 50 ml plast sentrifugerør ble fylt opp til ca 40 ml med GF/F-vann fra sugokolben, merket med prøvestasjon og dato og frosset ved 18°C. Vannet ble analysert for NH₄
- 3 stk 100 ml plastflasker ble fylt de nesten helt opp med GF/F-vann fra sugokolben, merket med stasjon og dato og frosset ved 18°C. Vannet ble analysert for (NO₃ + NO₂, heretter betegnet NO₃ eller nitrat), PO₄, DON og DOP.

3.8 Analyser

Følgende kjemiske analyser ble gjennomført på GF-F-vann:

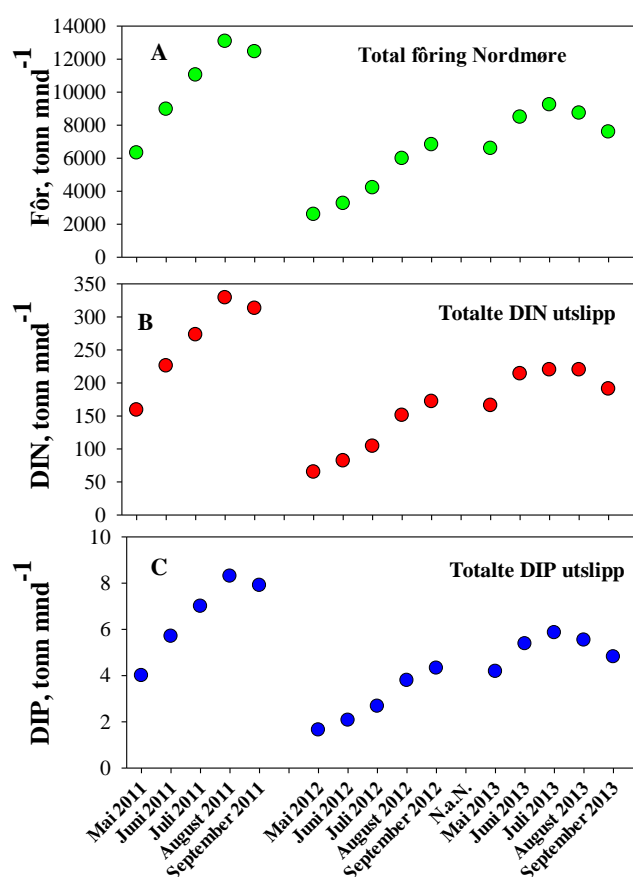
- Nitrat+nitritt og fosfat: Målt med standard spektrofotometriske metoder.
- Ammonium ble analysert som beskrevet av Kérouel and Aminot (1997).
- Klorofyll *a* ble målt fluorometrisk med metanol som ekstraksjonsmiddel.

- POC og PON ble analysert med gaskromatograf (CHN-elementanalysator) og acetanilide som standard.
- Total P og DOP (ikke rapportert, støtter datavurderingen) ble oksidert til nitrat i henhold til norsk standard (NS 4725) og bestemt som beskrevet ovenfor.
- Total N og DON (ikke rapportert, støtter datavurderingen) ble oksidert til fosfat i henhold til norsk standard (NS 4743) og bestemt som beskrevet ovenfor.

4 Resultater

4.1 Fôring og utslipp av næringsalter i Nordmøre regionen

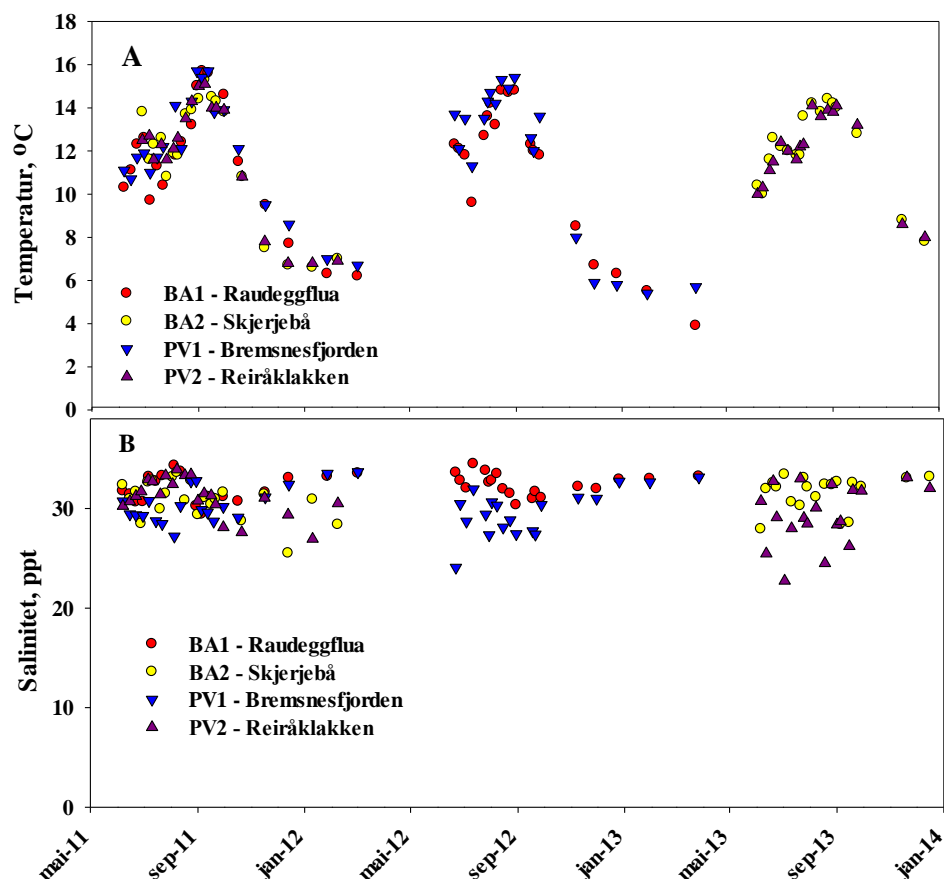
Figur 3 viser den totale bruken av fôr og de beregnede utslippene av uorganisk N (DIN, ammonium) og uorganisk P (DIP, fosfat) for hele Nordmøre-regionen gjennom perioden mai–september i 2011–13. Utslippene er nært koblet til fôringen og utslippet av både DIN og DIP viste følgelig samme forløp. Fôringen og utslippene øker gjennom sommerperioden og avtok noe mot slutten. Verdiene for utslipp av DIN og DIP representerer summen for alle anleggene og er basert på den rapporterte bruken av fôr. Forholdet DIN:DIP i utslippet var 40 (vekt). Verdiene for de ulike oppdrettsanleggene er gitt i Tabell A1-A6 i vedlegg.



Figur 3. Total fôring (A) og utslipp av uorganiske næringsalter (B: DIN og C: DIP) i Nordmøre-regionen i perioden mai–september for årene 2011–13.

4.2 Temperatur og salinitet

Den gjennomsnittlige temperaturen i vannmassene på 1–10 meter dyp viste et lignende forløp ved alle prøvestasjonene, med et maksimum i september på omkring 15-16 °C og vintertemperaturer i overkant av 6 °C (Figur 4A). Saliniteten var relativt konstant og varierte omkring 30 ppt (Figur 4B). Det var ingen systematiske forskjeller i temperatur og salinitet for bakgrunns- og påvirkede stasjoner.

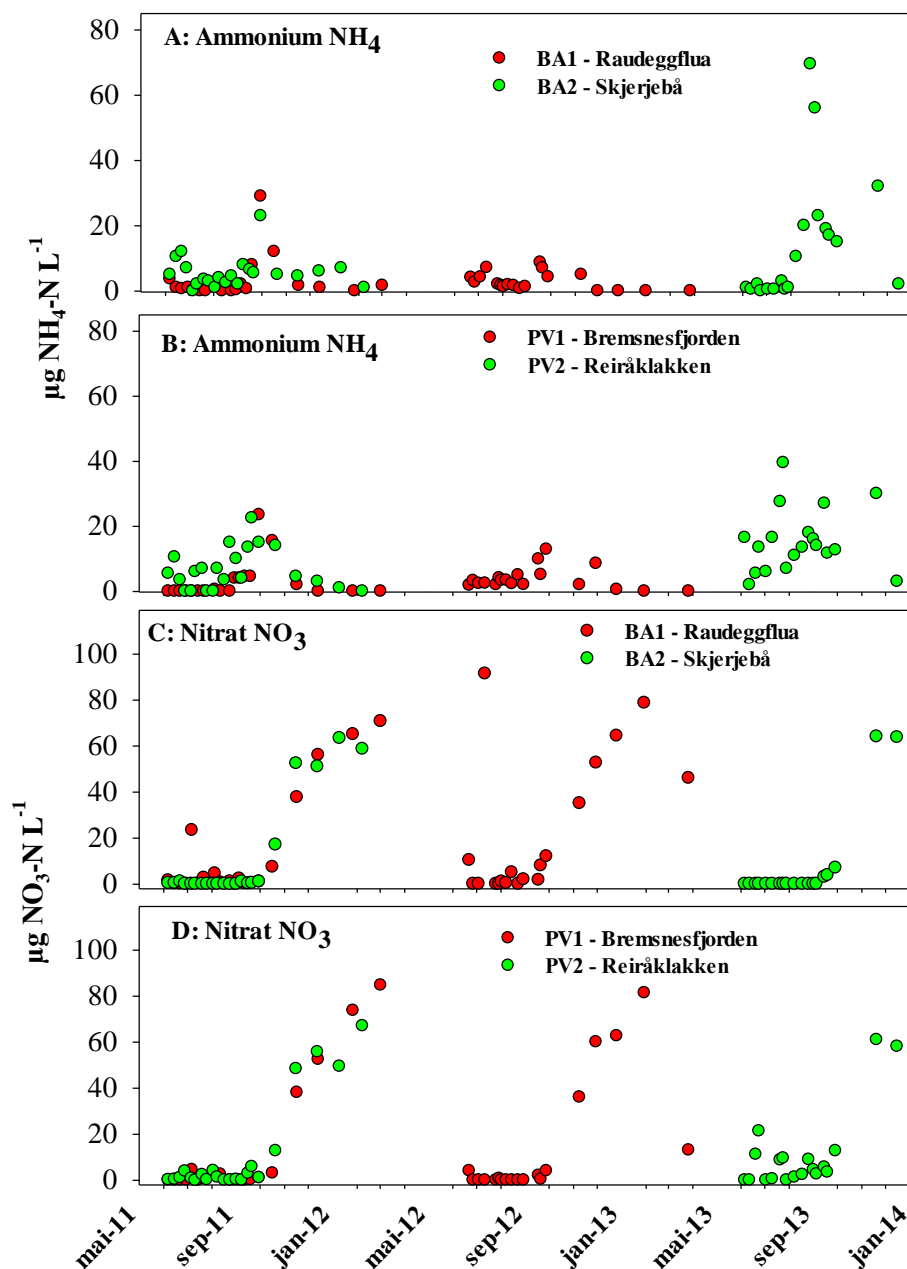


Figur 4. Temperatur (A) og salinitet (B) i uttatt vannvolum (0–10 m) ved de fire prøvestasjonene. Data gitt for PV1 Bremsnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.

4.3 Konsentrasjon av næringsstoffer for hele prøveperioden

4.3.1 Uorganiske næringsalter

Laksen og alle andre dyr skiller ut uorganisk nitrogen som ammonium/urea, som kan spores i de øvre vannmassene som ammonium (NH_4) om tilførselene er større enn planteplanktonets forbruk. Konsentrasjonene av ammonium var gjennomgående lavere enn 10-15 $\mu\text{g liter}^{-1}$ i sommerperiodene og viste en temporær økning omkring oktober i forbindelse med høstomrøringen og slutten av vekstperioden for planteplanktonet (Figur 5A, B). Det var ikke noen klare systematiske forskjeller mellom bakgrunns- (BA, Figur 5A) og mer utslippseksponeerte stasjoner (PV, Figur 5B).

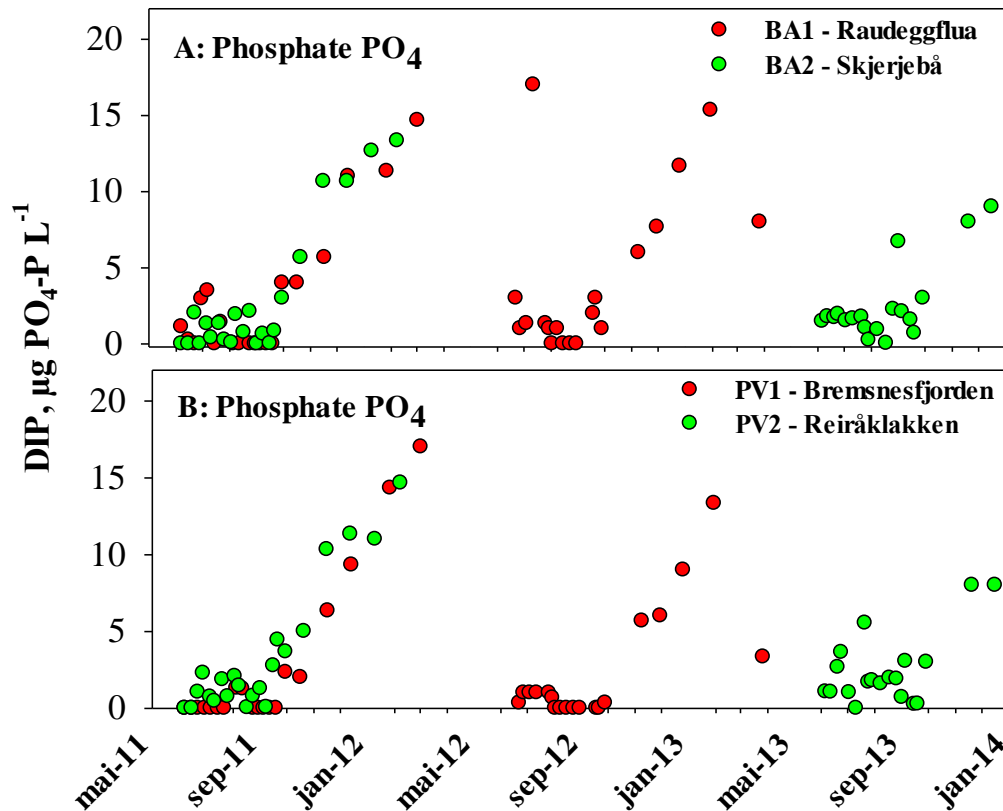


Figur 5. Konsentrasjonen av ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Data gitt for PV1 Bremnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.

Konsentrasjonen av nitrat (NO_3) var gjennomgående lav i hele sommersesongen (juni–september) for alle årene med et unntak av noen temporære, høye verdier ved BA1 Raudeggflua i 2011 og 2012 (Figur 5C). Nitrat er naturens gjødsel og tilføres de øvre vannmassene fra dypvann. De sporadisk, høye verdiene skyldes sannsynligvis en lokal oppstrømning forårsaket av sterk vind. I lukkede fjorder kan økter nitratverdier være en følge av tilførsler fra landbruk (kunstgjødsel), men dette kan utelukkes for åpne kystlokaliteter som BA1.

Konsentrasjonen av nitrat økte til om lag $80 \mu\text{g liter}^{-1}$ ved alle stasjonene i vinterperioden, dette som en følge av høst-vinteromrøringen av vannmassene. Verdien er noe lavere enn dypvannskonsentrasjonen til nord-øst atlantisk kystvann (ca. $110\text{--}120 \mu\text{g NO}_3\text{-N liter}^{-1}$).

Figur 6 viser konsentrasjonene av fosfat på stasjonene gjennom hele prøveperioden. Fosfat skiller ut av alle dyr i vannmassene, men det tilføres også fra dypvann. Konsentrasjonene av fosfat var lave og relativt konstante i hele sommersesongen, og det var ingen tydelig forskjell mellom bakgrunns- (BA, Figur 6A) og eksponerte stasjoner (PV, Figur 6B). Oppstrømningen av dypvann med nitrat ved BA1 Raudeggflua i 2012 (Figur 5C) kan spores også for fosfat (Figur 5C), noe som bekrefter at dette skyldes en naturlig hendelse, fordi fosfat og nitrat alltid må tilføres sammen fra dypvann. I høst/vinterperioden økte konsentrasjonene til om lag 15–17 $\mu\text{g PO}_4\text{-P liter}^{-1}$, som er noe lavere enn dypvannskonsentrasjonene i nord-østlig atlantisk kystvann (ca. 18–20 $\mu\text{g PO}_4\text{-P liter}^{-1}$).



Figur 6. Konsentrasjonen av fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Data gitt for PV1 Bremsnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.

4.3.2 Partikulære næringsstoffer (PON og POP)

Uorganiske næringsalter som nitrat, ammonium og fosfat tas raskt opp i planteplanktonet fordi disse gjødslingsstoffene er essensielle for algenes vekst, som for planter som dyrkes i landbruket. Næringsalter som tas opp i planktonalger og i den mikrobielle næringskjeden kan spores i partikulært N og P (PON og POP, henholdsvis).

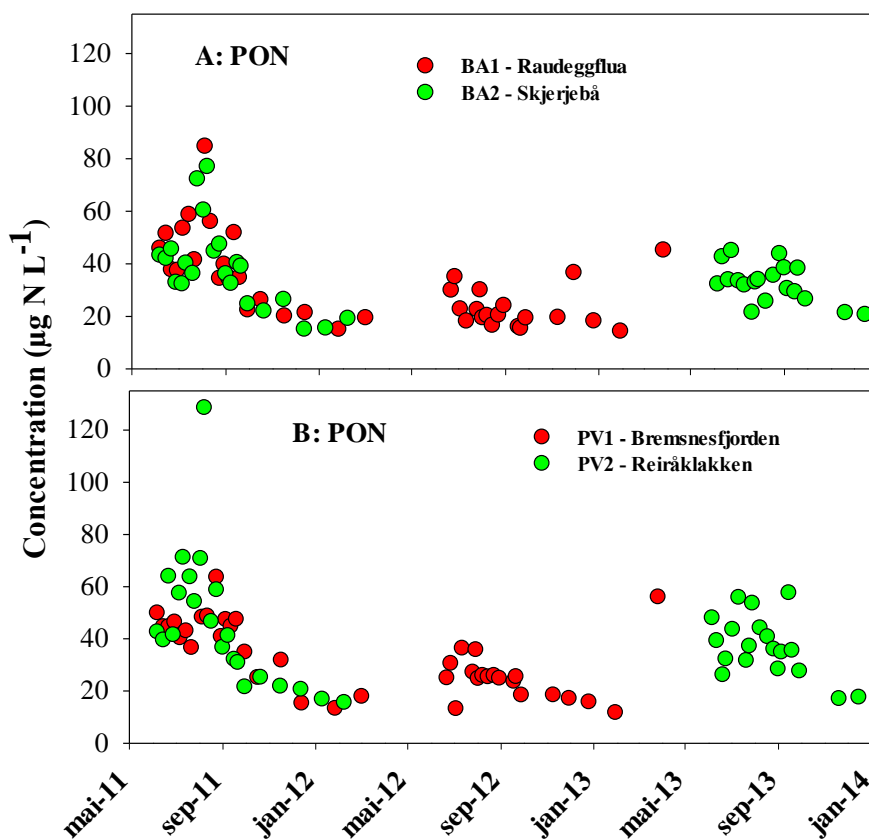
Konsentrasjonene av PON var gjennomgående noe høyere i sommerperioden enn i høst/vinterperioden der planktonbiomassen er langt lavere enn om sommeren. De høyeste verdiene i sommerperioden var av samme størrelse som maksimalverdiene av uorganisk N (DIN, nitrat + ammonium, Figur 5) i vinterperioden.

Konsentrasjonene av PON viste et lignende forløp for BA og PV stasjonene, men konsentrasjonene av var noe lavere ved PV3 Segelråa enn ved de to øvrige PV-stasjonene. De fleste målte konsentrasjonene av PON om sommeren varierte mellom 30 og 60 $\mu\text{g PON liter}^{-1}$

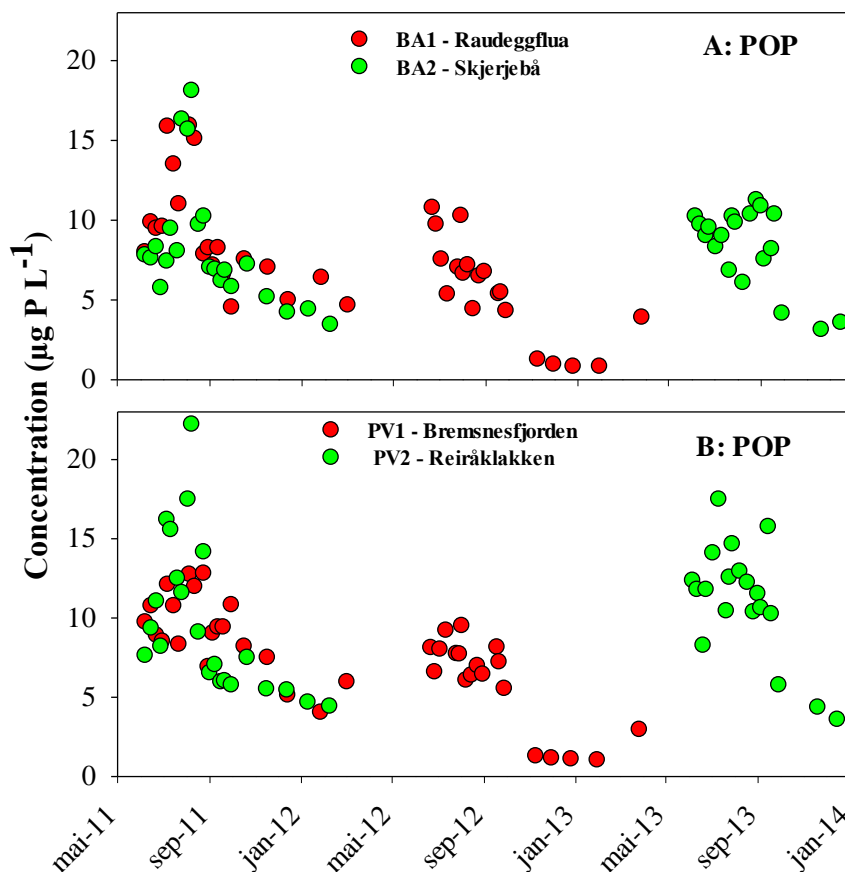
mens verdiene i høst/vinterperioden flatet av like under $20 \mu\text{g PON liter}^{-1}$ for både bakgrunns og påvirkede stasjoner. Det ble registrert en høy verdi i PON ved PV2 i august 2011 som klart overskred den maksimale konsentrasjonen av uorganisk N i vinterperioden.

Konsentrasjonen av POP økte samtidig (se Figur 8B) og det kan derfor ikke avgjøres om tilførselene i forkant av denne hendelsen var naturlige, antropogene (menneskeskapt), eller en følge av kontaminering.

Konsentrasjonene av POP viste lignende variasjoner i tid som den for PON, med lavere verdier i vinterperioden enn i sommerperioden (Figur 8). Også for POP var det en tilsynelatende tendens til at konsentrasjonene av POP ved PV3 Segelråa var noe lavere enn den ved de øvrige to PV-stasjonene. Konsentrasjonene av POP i sommerperioden varierte i de fleste tilfellene mellom 7 og $15 \mu\text{g POP liter}^{-1}$ og flatet ut under $4 \mu\text{g POP liter}^{-1}$ i høst/vinterperioden.



Figur 7. Konsentrasjonen av partikulært organisk N (PON) ved bakgrunnsstasjoner (A: BA) og påvirkningsutsatte (B: PV) stasjoner. Data gitt for PV1 Bremsnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.



Figur 8. Konsentrasjonen av partikulært organisk P (POP) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Data gitt for PV1 Bremsnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.

4.4 Planktonbiomasse for hele prøveperioden

4.4.1 Klorofyll *a*

Konsentrasjonen av klorofyll *a* er en indikator for biomassen av planteplankton og for tilstanden til det pelagiske økosystemet. De målte klorofyll *a* konsentrasjonene var gjennomgående under $1 \mu\text{g CHL } a \text{ liter}^{-1}$ i sommerperioden og vesentlig lavere i høst/vinterperioden (Figur 9). Verdier opp mot $3 \mu\text{g klorofyll } a \text{ liter}^{-1}$ ble målt ved BA-stasjonene i 2011 og ved PV2 i 2013. Generelt kan det konkluderes at verdiene gjennomgående er lave og at variasjonen mellom BA-stasjonene var mindre enn den mellom PV-stasjonene, der konsentrasjonene for PV2 var høyest.

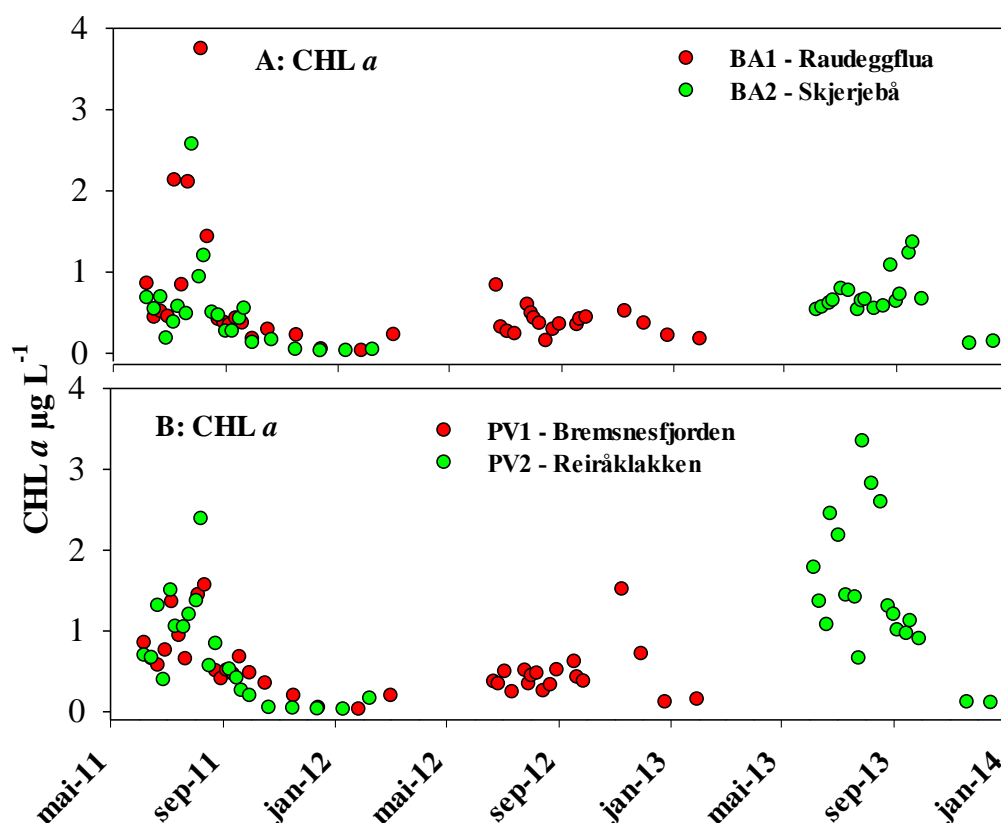
4.4.2 Partikulært karbon

Partikulært organisk karbon (POC) er en indikator for biomassen til mikroorganismer i vannmassene med lengde/bredde $<200 \mu\text{m}$. Planteplanktonet vil dominere denne biomassen, men små arter av dyreplankton kan være dominante når klorofyll *a* konsentrasjonene er lave ($<0.5 \mu\text{g CHL } a \text{ liter}^{-1}$, høst/vinterperioden). POC kan også anvendes som indikator for økosystemets tilstand, men relevansen er usikker.

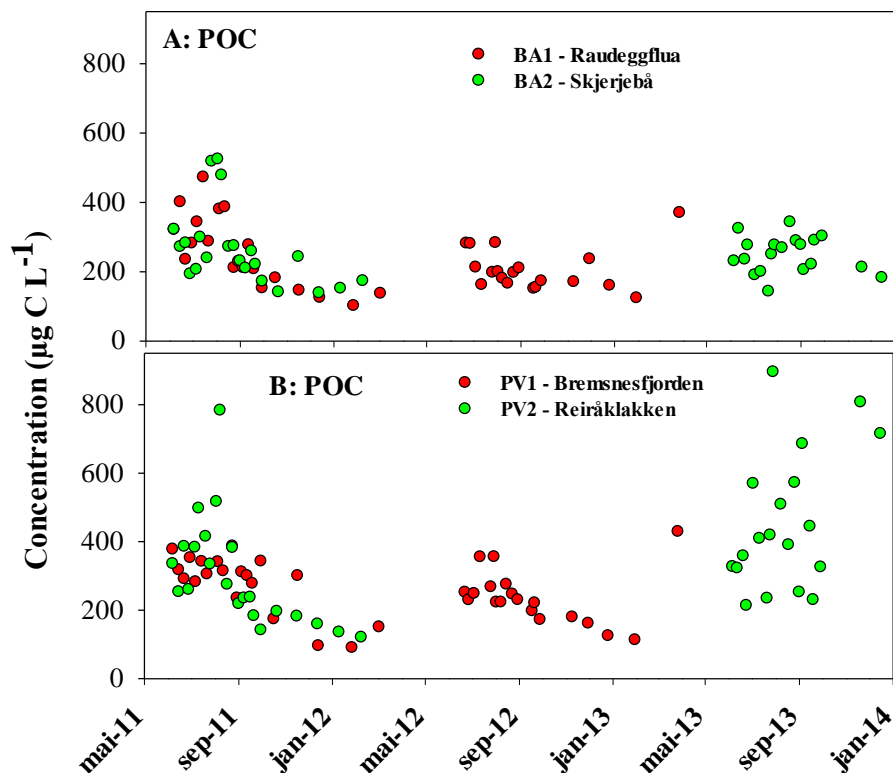
Konsentrasjonene av POC viste gjennomgående et lignende forløp som klorofyll *a* med de fleste verdiene mellom 200 og $400 \mu\text{g POC liter}^{-1}$ i sommerperioden (Figur 10).

Konsentrasjonene var tilsynelatende høyere ved PV2 enn ved de øvrige PV-stasjonene, spesielt i 2013. Vinterkonsentrasjonene ved stasjonen i 2013 (de to siste verdiene) var uvanlig høye og avvikende fra alle andre målinger av partikulære fraksjoner (PON, POP, CHL *a*) på dette tidspunktet.

Det er blitt observert at vannprøvene i 2013 sannsynligvis ikke ble fraksjonert med 200 µm filterduk. Filterprøvene til PON, POP, CHL *a* og POC inneholdt store synlige partikler som dyreplankton, og parallelle målinger viste noen ganger store avvik, fordi verdiene i variabel grad er forhøyet. Dette kan imidlertid alene ikke forklare de høye vinterverdiene av POC ved PV2 i 2013. Konsentrasjonen skulle normalt være omkring 100 µg POC liter⁻¹ (Figur 10). Resultatene for PV2 fra 2013 tas med i den videre bearbeidingen og estimering av middelverdier for sommerperioden, men det hefter en usikkerhet med alle målingene fra 2013.



Figur 9. Konsentrasjonen av klorofyll *a* (CHL *a*) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner gjennom prøveperioden. Data gitt for PV1 Bremsnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.



Figur 10. Konsentrasjonen av Partikulært organisk karbon (POC) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner gjennom prøveperioden. Data gitt for PV1 Bremsnesfjorden for 2012 er fra PV3 Segelråa.

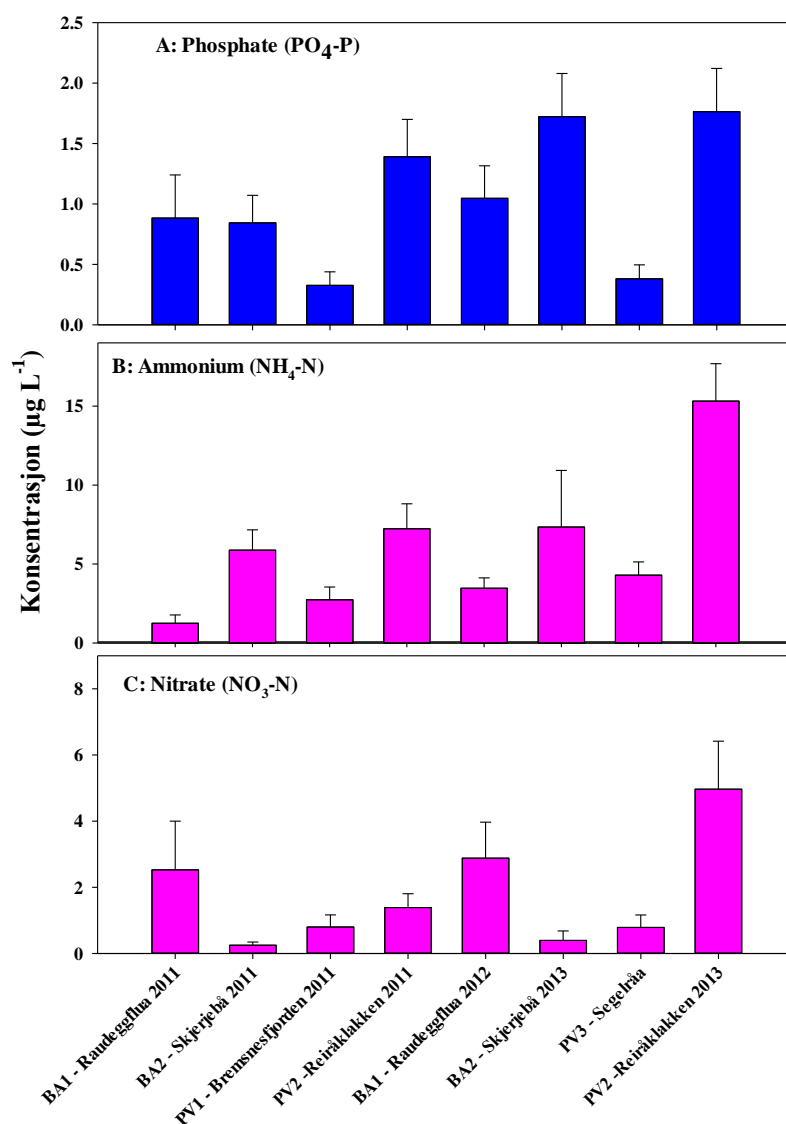
4.5 Gjennomsnittlige sommerverdier

I land som Norge kan næringssalter fra menneskeskapt kilder påvirke det planktoniske økosystemet i sommerperioden, mens det i perioden oktober til april/mai er et stort overskudd av næringssalter fra naturlige marine kilder. Det er følgelig i sommerperioden, her definert som juni–september, at det i teorien kan skje en uheldig miljøpåvirkning om utslippene er for store. Utenfor denne perioden er næringssalter biologisk nøytrale, de er ikke giftige og de vil på lengre sikt i beste fall kunne stimulere naturlig produksjon og fiskerier på en positiv måte. I forvaltning av næringssalter til det pelagiske økosystemet, der planktonorganismer er sterkt dominerende for den biologiske aktiviteten, må det følgelig fokusere på sommerperioden. Når utslippene er svært store, slik de kan være i befolkningstette områder, kan utslippene resultere i kjemiske endringer også i vinter vannet, med konsentrasjoner som overstiger naturens grenser. Da kan målinger som bestemmer kjemisk tilstand utenfor sommerperioden være relevante, men dette er normalt ikke aktuelt for åpne norske kystlokaliteter som anvendes til oppdrett. Det ble ikke funnet konsentrasjonsverdier av nitrat og fosfat som oversteg normale vinterverdier i undersøkelsen i Nordmøre-regionen for 2011–13.

4.5.1 Uorganiske næringsalter

Figur 11 A,B,C viser de gjennomsnittlige konsentrasjonene av og fosfat (PO_4 , DIP), ammonium (NH_4) og nitrat (NO_3) (DIN er summen av ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$ og nitrat $\text{NO}_3\text{-N}$) i sommerperioden (juni-september) for BA- og PV-stasjonene.

Ammonium var hovedkomponenten av DIN ved de fleste stasjonene, mens konsentrasjonene av nitrat og fosfat var svært lave og nær deteksjonsgrensen til metoden. Det var ingen klar tendens til at PV-stasjonene hadde høyere konsentrasjoner av ammonium enn BA-stasjonene. Konsentrasjonene av uorganiske næringsalter er hyppig anvendt som indikatorer for økosystemets kjemiske tilstand. De midlere konsentrasjonene av DIN og DIP i sommerperioden var gjennomgående lave i forhold til både analytiske og forvaltningsmessige grenseverdier.



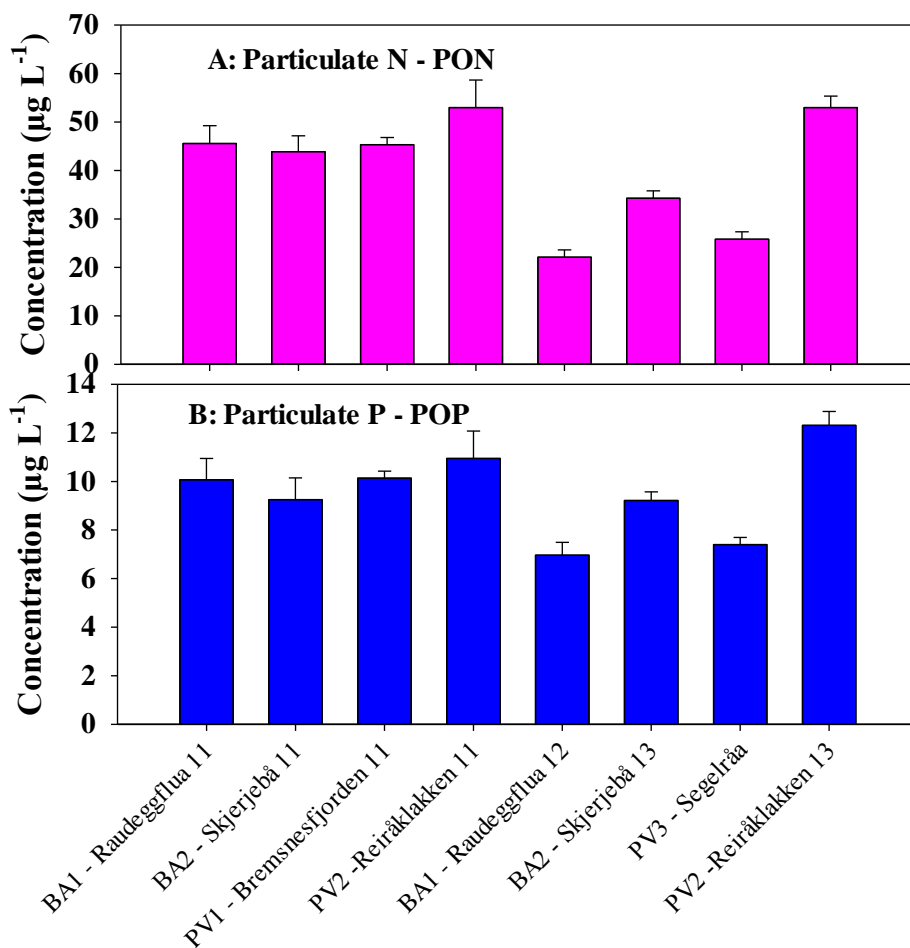
Figur 11. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av A: løst uorganisk P (DIP), B: ammonium og C: nitrat gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

Det generelle bildet er konsentrasjoner som var klart innenfor naturlig nivå og variasjon. De fleste prøvedagene viste konsentrasjoner på deteksjonsgrensen for alle næringsaltene.

Konsentrasjonen av uorganiske næringssalter reflekterer primært en balanse mellom tilførsler og forbruk av næringssalter i vannmassene. Konsentrasjonen kan variere over timer og graden av fysisk eksponering vil påvirke denne.

4.5.2 Partikulær N og P (PON og POP)

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PON og POP for stasjonene i sommerperioden er vist i henholdsvis Figur 12 A,B. Konsentrasjonen av både PON og POP var høyest ved PV2 Reiråklakken i både 2011 og 2013. De laveste PON og POP verdiene ble funnet for BA1 Raudeggflua og PV3 Segelråa i 2013. Avvikene i middelverdiene i forhold til dem fra Hopavågen var at konsentrasjonene av PON i Nordmøre-regionen gjennomgående var lavere enn konsentrasjonene i Hopavågen. Bare PV2 viste verdier som var høyere enn gjennomsnittet i Hopavågen. PV3-stasjonen ligger nedstrøms store oppdrettsanlegg, men det hefter som nevnt noe usikkerhet omkring verdiene fra 2013.



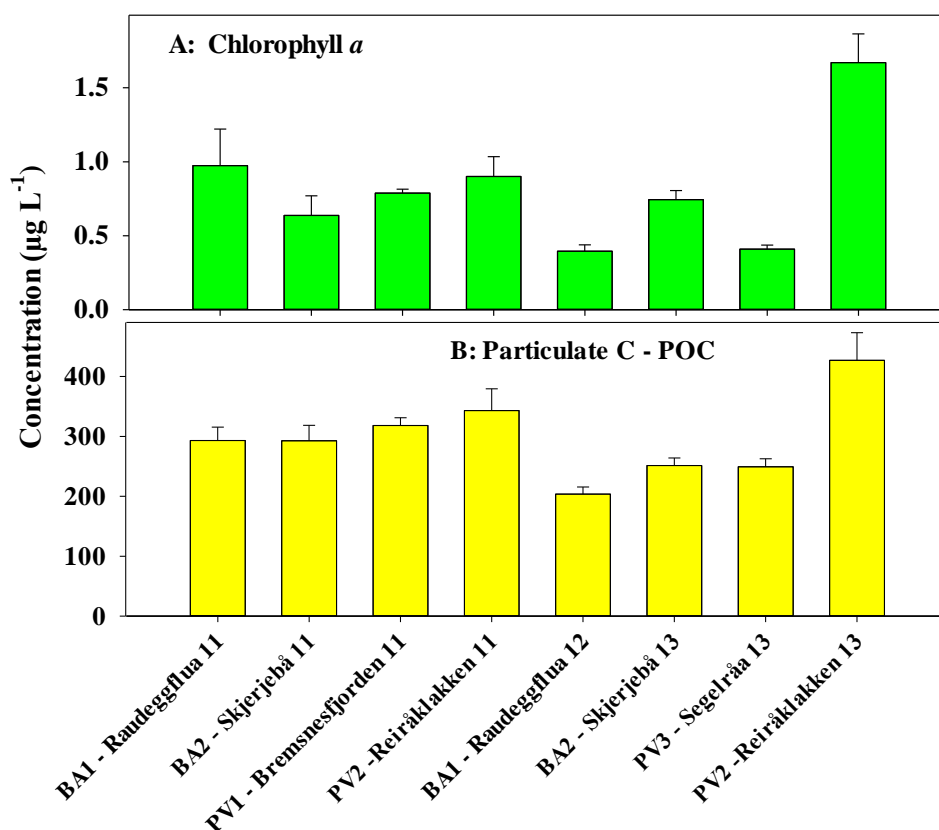
Figur 12. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av Partikulært organisk N (PON) og P (POP) gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

4.5.3 Planktonbiomasse

De midlere konsentrasjonene av klorofyll *a* og POC varierte på en tilsvarende måte som PON og POP mellom stasjonene. Stasjon PV2 Reiråklakken viste høyeste konsentrasjoner av både klorofyll *a* og POC, spesielt i 2013, men målingene er usikre for 2013. BA1 Raudeggflua og PV3 Segelråa i 2013 viste laveste klorofyll *a* konsentrasjoner, og tendensen var lignende for POC. Verdiene er normale for norsk kystvann, og klorofyllkonsentrasjoner $<1 \mu\text{g CHL } a \text{ liter}^{-1}$ er klart under OSPARCOM grensene for norsk kystvann.

4.5.4 CNP-forhold i planktonet

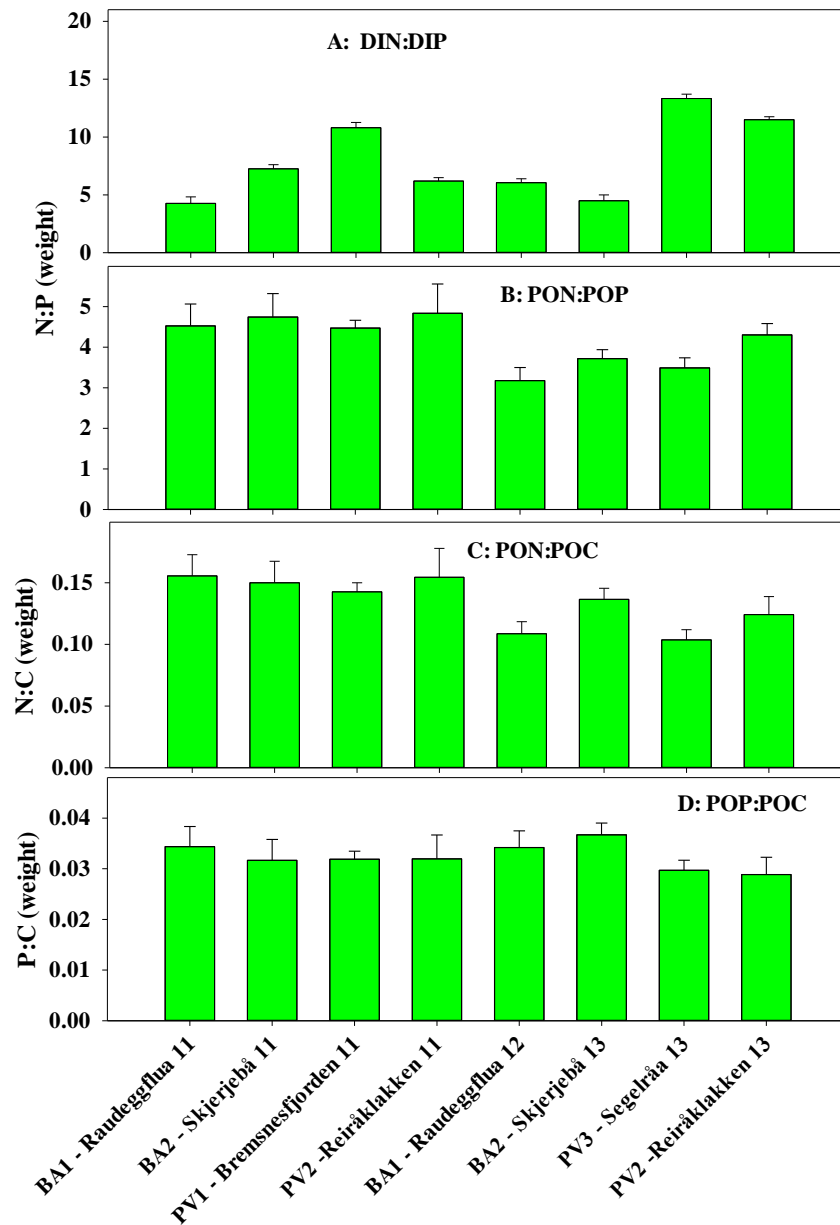
Det midlere N:P forholdet til uorganiske næringssalter ved stasjonene i sommerperioden (Figur 13A) var i snitt ikke signifikant forskjellig fra det naturlige forholdet i dypvann ($\sim 7\text{--}8 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$). Alle BA-stasjonene viste et DIN:DIP forhold omkring denne verdien, mens to av de fire PV-stasjonene viser noe høyere verdier. Forholdet i utslippet av uorganiske N og P næringssalter fra lakseanlegg er $40 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$ (Tabell A1–A6). De to PV-stasjonene kan med dette være svakt influert av oppdrettsanleggene, men konsentrasjonene av DIN og DIP er av natur svært labile i tid og rom og lite påvirket av tilførselene av næringssalter (Olsen et al. 2014).



Figur 13. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av klorofyll *a* (CHL *a*) og partikulært organisk karbon $<200 \mu\text{m}$ (POC) gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

Det midlere N:P forholdet i planktonorganismene (PON:POP) er en mer sikker indikator på tilstanden til planktonsamfunnet fordi det viser hva som faktisk har vært tilgjengelig og blitt tatt opp av næringssalter av planktonet og fordi det er mindre labilt i tid og rom. Verdien av

forholdet varierte mellom 3 og 5 $\mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$ og var følgelig gjennomgående lavere enn 7–8 $\mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$ (Figur 14B). Det var ingen systematisk variasjon mellom påvirkede stasjoner og bakgrunnsstasjoner, og verdiene var innenfor det normale for upåvirket havvann. Målingene fra 2011 viste noe høyere verdier enn dem i 2012 og 2013, noe som tilsier bedret tilførsel av DIN i forhold til DIP. Denne lille forskjellen kan også være en følge av at ulike planktonarter har dominert gjennom årene.



Figur 14. Gjennomsnittlige vekt-forhold mellom N og P i komponentene gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

Forholdet PON:POP (Figur 14B) er en indikator for hvilket næringssalt som er begrensende for veksten til planteplanktonet. Plankton som vokser under DIN-begrensning har et PON:POP $<7-8 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$, mens et forhold større kan indikere DIP-begrensning. Figur 14B antyder et N:P forhold på $3-5 \mu\text{gN } \mu\text{gP}^{-1}$, noe som tyder på klar DIN-begrensning. N:C og N:P forholdene i partikulært materiale støtter konklusjonen om at DIN er primært begrensende næringssalt for planteplanktonet (Figur 14C,D). N:C forholdet er litt lavere enn det som kan støtte maksimal veksthastighet til planktonet (svakt begrenset), men s P:C forholdet er høyere enn denne grensen. Det høye innholdet av både N og P i planktonet indikerer at veksten er hurtig og at beitekjeden og det planktoniske økosystemet er fullt ut funksjonelt.

Figur 14B–D indikerer også at planktonveksten i all hovedsak skjer basert på naturlige, marine kilder av DIN og DIP. Om utslippene fra oppdrett hadde vært en vesentlig kilde ville DIP bli begrensende for planktonveksten fordi DIN:DIP forholdet i utslippene fra oppdrett er høyere enn det fra marine kilder. En begrensning i DIP ville ha blitt reflektert gjennom et høyere PON:POP forhold ($>7-8 \mu\text{gN } \mu\text{gP}^{-1}$) og et lavere POP:POC forhold enn det som Figur 14B og D viser.

5 Diskusjon

Avsnittet summerer opp og vurderer resultatene statistisk basert på tre ulike grunnlag. Det europeiske vanddirektivet har et grunnleggende prinsipp om «økosystem basert forvaltning». Dette tilsier at effekten av utslipp av biogene stoffer til økosystemet eller i vannregionen – stoffer som inngår i det naturlige kretsløpet - er viktigere enn lokale effekter målt på enkeltstasjoner. Næringssalter er slike biogene stoffer, de representerer ingen direkte helsefare. Det gjøres en begrenset vurdering av enkeltstasjoner og en mer omfattende statistisk vurdering av situasjonen ved påvirkede stasjoner i forhold til den ved bakgrunnsstasjoner. Data som er generert dekker sannsynligvis regionen på en god måte. DIN, DIP, PON, POP og POC representerer EQS-variabler som er grunnlag for kjemisk tilstand. Når utslippene dreier seg om biogene stoffer er økologisk tilstand viktigere, og PON (POP) og CHL-a er de primære indikatorene for økologisk tilstand.

5.1 Analyse av data

Det var en mindre forskjell i verdiene målt på de fem stasjonene, men variasjonene ved enkeltstasjonene var ikke systematisk relatert til om de var påvirket av oppdrettsanlegg eller ikke. Tabell 3 summerer opp middelerverdier og medianer med spredningsmål for PON og CHL ved stasjonene i sommerperioden (juni-september). Middelerverdier til de øvrige variablene er gitt i Tabell A7. Ingen tilstandsvariabler var normalfordelt. Middelerverdier er likevel bereknet, men den statistiske sammenligningen må baseres på rang, og ulikhetene av medianer er analysert med One Way ANOVA on Ranks (Kruskal-Wallis).

PON var ikke signifikant forskjellig ($P > 0,05$) for BA1 og BA2, og alt tilsier at valgene av bakgrunnsstasjoner har vært tilfredsstillende. PON for PV2, som viste gjennomgående høyeste verdier av flere variabler, var signifikant ($P < 0,05$) høyere enn PON ved BA1 og PV3, mens den ikke var signifikant forskjellig ($P > 0,05$) fra PON ved BA2 og PV1. PON ved PV3 var signifikant lavere ($P < 0,05$) enn PON ved alle stasjoner unntatt BA1.

Tabell 3. Statistisk analyse av verdier for stasjonene for 2011-13. Alle konsentrasjonene er uttrykt som μg per liter. Normalitettest feilet (Shapiro-Wilk), analyse av rang ble derfor gjennomført med Kruskal-Wallis One Way ANOVA on Ranks. Middel: aritmetisk middelværdi, SD: standardavvik, SE: standardfeil for middel, n: antall prøver; Median: senterverdi, 25%: nedre kvartil, 75%: øvre kvartil (50% av verdiene er innenfor nedre og øvre kvartil). BA1: Raudeggflua (2011-12), BA2: Skjerjebåan (2011-12), PV1: Bremsnesfjorden (2011), PV2: Reiråklakken (2011 og 2013), PV3: Segelråa (2013).

$\mu\text{g liter}^{-1}$	Middel	SD	SE	n	Median	25%	75%
BA1 - PON	34,3	16,3	3,03	29	34,4	20,3	43,6
BA1 - CHL	0,70	0,77	0,14	29	0,43	0,35	0,72
BA2 - PON	38,9	11,8	2,03	34	36,2	32,3	43,3
BA2 - CHL	0,69	0,34	0,07	34	0,59	0,50	0,73
PV1 - PON	45,3	6,67	1,72	15	44,7	40,8	48,2
PV1 - CHL	0,79	0,38	0,10	15	0,65	0,50	0,94
PV2 - PON	46,2	19,5	3,34	34	41,3	34,1	56,2
PV2 - CHL	1,27	0,27	0,13	33	1,12	0,68	1,47
PV3 - PON	25,8	5,93	1,58	14	25,3	24,4	28,0
PV3 - CHL	0,41	0,11	0,03	14	0,40	0,34	0,50

Tabell 4. Statistisk sammenligning av alle BA- og PV-stasjonene for 2011-13. Alle konsentrasjonene er uttrykt som μg per liter. Normalitettest feilet (Shapiro-Wilk), analyse av rang ble derfor gjennomført med Kruskal-Wallis One Way ANOVA on Ranks. Middel: Aritmetisk middelværdi, SD: standardavvik, SE: Standardfeil for middel, n: antall prøver; Median: Senterverdi, 25%: nedre kvartil, 75%: øvre kvartil (50% av verdiene er innenfor nedre og øvre kvartil), P: signifikansnivå, * viser signifikansnivå $P < 0,05$.

$\mu\text{g liter}^{-1}$	Middel	SD	SE	n	Median	25%	75%	P
BA-DIN	6,55	9,28	1,17	63	3,00	1,00	8,31	$<0,05^*$
PV-DIN	9,85	10,5	1,33	63	4,99	2,50	16,00	
BA-DIP	1,43	2,37	0,30	63	1,00	0	1,93	$>0,05$
PV-DIP	1,03	1,24	0,16	63	0,73	0	1,70	
BA-PON	36,7	14,2	1,78	63	34,7	26,5	43,2	$>0,05$
PV-PON	41,5	17,0	2,15	63	40,3	30,5	47,9	
BA-POP	8,85	3,09	0,39	63	8,26	6,85	10,2	$<0,05^*$
PV-POP	10,2	3,40	0,43	63	9,50	7,71	12,2	
BA-CHL	0,69	0,60	0,08	63	0,53	0,38	0,72	$<0,05^*$
PV-CHL	0,96	0,69	0,09	62	0,69	0,47	1,32	
BA-POC	263	85,7	10,8	63	250	205	289	$<0,05^*$
PV-POC	337	139	17,5	63	314	237	383	

Heller ikke CHL var forskjellig for bakgrunns-stasjonene BA1 og BA2. CHL ved PV2 var signifikant høyere ($P < 0,05$) enn CHL ved alle stasjoner unntatt PV1. PV3 viste signifikant lavere CHL a konsentrasjoner enn de øvrige påvirkede PV-stasjonene, men verdiene var ikke statistisk forskjellige fra den ved BA-stasjonene.

Tabell 4 viser middel og median med spredningsmål for alle målevariablene for bakgrunns-stasjonene og de antatt påvirkede stasjonene. Generelt var det liten forskjell i verdiene for

BA- og PV-stasjonene, og alle verdiene er lave og normale for norsk kystvann. Medianene for DIN, POP, CHL og POC var signifikant ($P < 0,05$) høyere ved PV stasjonene enn ved BA-stasjonene, mens DIN og PON ikke var signifikant forskjellige ($P > 0,05$). Middelverdiene for BA- og PV-stasjonene vil gi en god beskrivelse av tilstanden i Nordmøre-regionen.

5.2 Vurderingsgrunnlag

Målet for undersøkelsen var å vurdere om næringsutslipp fra lakseoppdrett i Nordmøre-regionen kan påvirke kjemisk og økologisk tilstand til det pelagiske (planktoniske) økosystemet i kystområdet på en negativ måte. Resultatene vurderes basert på følgende grunnlag:

- Grenseverdier satt av miljømyndighetene (OSPARCOM, Vannforskriften). Dette vil ikke vektlegges fordi grenseverdiene og det vitenskapelige konseptet for en slik vurdering ikke tilfredsstillende kravene til det europeiske Vanddirektivet (WFD).
- Dose-respons relasjoner fra gjødslingsforsøket i Hopavågen i Agdenes kommune, Sør-Trøndelag. Forsøkene har identifisert de mest effektive indikatorene og den kvantitative kjemiske og økologiske responsen på næringssalter slik Vanddirektivet krever (Olsen et al 2014).
- Kriterier basert på grunnleggende algefysiologisk kunnskap om sammenhengen mellom tilgang på næringssalter og kjemisk sammensetning av mikroalgene. Kjemisk sammensetning av algene reflekterer deres ernærings situasjon og i sin tur om hovedkilden av næringssalter er naturlig fra dypvann eller antropogen fra oppdrett.

5.2.1 OSPARCOM

Grensene for normalverdier for klorofyll *a* som OSPAR-kommisjonen har satt for norsk kystvann er 2–4 $\mu\text{g CHL } a \text{ litre}^{-1}$, med forhøyet nivå ved $>4,5 \mu\text{g CHL } a \text{ litre}^{-1}$ for Nordsjøen. Normalverdier for DIN og DIP er satt til henholdsvis 140 og 19 $\mu\text{g liter}^{-1}$ med DIN:DIP = 7,2. Dette tilsvarer verdiene i dypvann og de maksimale naturlige verdiene av DIN og DIP om vinteren.

5.2.2 Referansedata fra Hopavågen

Referansedata fra gjødslingsforsøket i Hopavågen (Olsen et al. 2014) som viser responsen av DIN og PON ved økt tilsats av DIN (Figur 15A, B) og av DIP og POP ved økt tilsats av DIP (Figur 15C, D). Figurene viser ingen sammenheng mellom konsentrasjonen av DIN og DIP i vannmassene og tilsatsen av de respektive næringssaltene, mens PON og POP responderte på lineært vis ved økning av tilsatsen av henholdsvis DIN og DIP.

Konsentrasjonen av PON har blitt foreslått som en ny og relevant indikator på både kjemisk og økologisk tilstand til det planktoniske økosystemet i sjøvann med høy salinitet (Figur 4B). POP kan være den beste indikatoren ved lavere saliniteter, men dette er så langt ikke verifisert. Kurven i Figur 15B kan beskrives som:

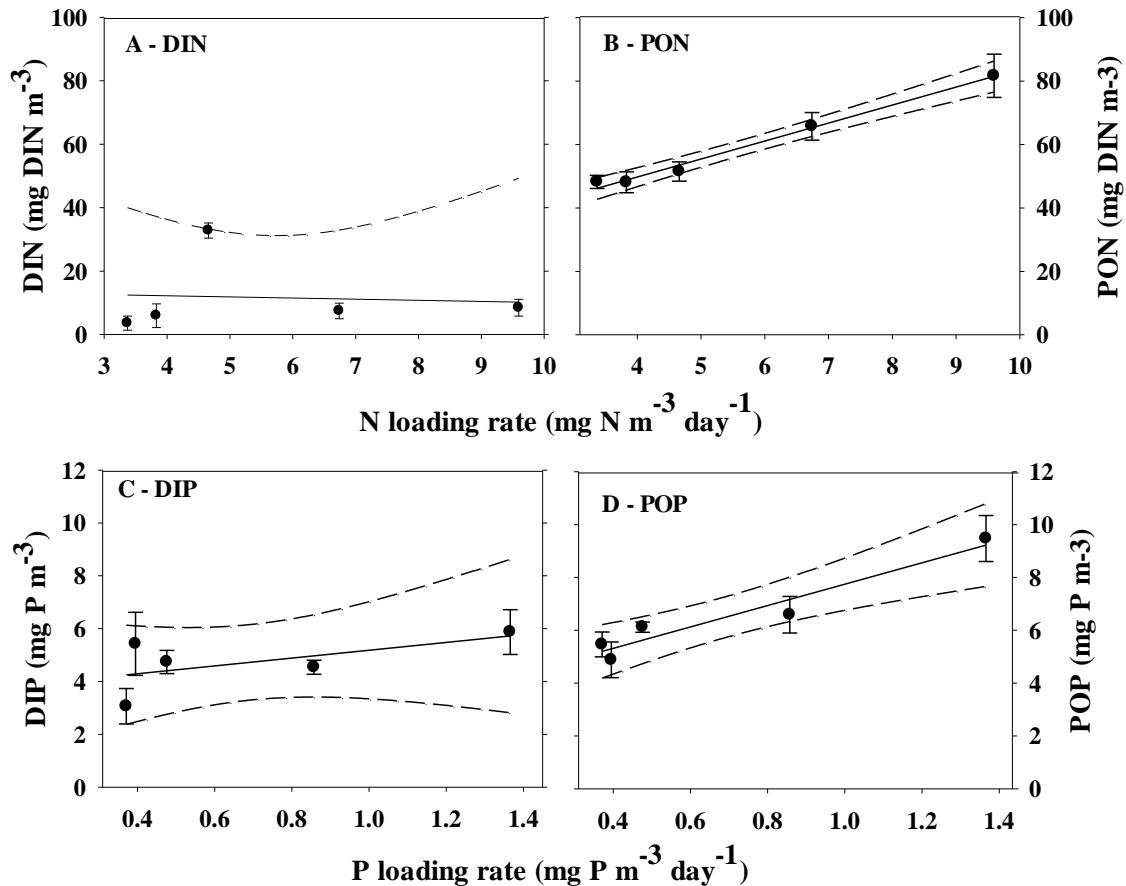
$$(1) \text{ PON} = (5,6 \pm 0,7) \times L_N + (32,2 \pm 3,9)$$

som er ekvivalent med:

$$(2) L_N = (0,18 \pm 0,02) \times \text{PON} - (5,7 \pm 1,0)$$

PON kan måles og den volumetriske belastningen av DIN i en vannmasse (L_N) kan estimeres som funksjon av PON ved Ligning 2.

Olsen et al. (2014) har konkludert at funksjonen til det planktoniske økosystemet i norsk kystvann ikke vil forringes så lenge konsentrasjonen av PON <math>< 88 \text{ mg N m}^{-3}</math>, som korresponderer med en belastningsrate på $10 \text{ mg N m}^{-3} \text{ day}^{-1}$. Tilførslene DIN fra dypvann, den naturlige tilførselen (bakgrunns-tilførselen), er funnet å være i størrelse $4 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$. Dette betyr at ytterligere antropogene tilførsler kan være av størrelse $6.0 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ uten at funksjonen av det planktoniske økosystemet forringes.



Figur 15. Gjennomsnittlig konsentrasjon av næringssalter i sommerperioden (ca. 16 prøvedager, juni–september) som funksjon av eksperimentell tilførsel av næringssaltene DIN og DIP. Tre verdier reflekterer situasjonen uten næringstildats mens to reflekterer sesonger med varierende tilsats. A: DIN som funksjon av DIN tilsats, B: PON som funksjon av DIN tilsats, C: DIP som funksjon av DIP tilsats, D: POP som funksjon av DIP tilsats. Barrer viser ± 1 SE ($n = 16\text{--}18$), kurven er dratt med 95% konfidensnivå (Figurer basert på Olsen et al 2014).

Tabell 6. Algefysiologiske kriterier basert på CNP-forhold i planktonalger som gir næringsstatus indikasjon om vekstforhold og økologisk tilstand.

Variabel og knekkpunkt	Indikasjon om næringsstatus og vekstforhold.
PON:POC > 160 ($\mu\text{g mg}^{-1}$)	Algene har tilstrekkelig med nitrogen og kan vokse med maksimal veksthastighet om andre faktorer er optimale.
PON:POC < 160 ($\mu\text{g mg}^{-1}$)	Algene viser tegn på potensiell nitrogenbegrensning, dette vil implisere redusert veksthastighet. Verdier under 100 $\mu\text{g N mg C}^{-1}$ kan indikere sterk N-begrensning.
POP:POC > 25 ($\mu\text{g mg}^{-1}$)	Algene har tilstrekkelig med fosfor og kan vokse med maksimal veksthastighet om andre faktorer er optimale.
POP:POC < 25 ($\mu\text{g mg}^{-1}$)	Algene viser tegn på potensiell fosforbegrensning, dette vil implisere redusert veksthastighet. Verdier under 10 $\mu\text{g P mg C}^{-1}$ kan indikere sterk P-begrensning, men denne grensen er artsavhengig.
PON:POP > 7–8 (mg mg^{-1})	Nitrogen er i overskudd i forhold til fosfor.
PON:POP < 7–8 (mg mg^{-1})	Fosfor er i overskudd i forhold til nitrogen.

5.2.3 Elementforhold i partikulært material

Elementforholdet i det partikulære materialet <200 μm er en uavhengig signatur som gir informasjon om planktonets begrensende næring, ernæringstilstanden, veksthastighet og generelle funksjonalitet, og i siste omgang økosystemets funksjon. Noen sentrale kriterier som kan anvendes i en vurdering av økologisk tilstand er oppsummert i Tabell 4. En endring i artssammensetningen kan påvirke grenseverdiene noe.

5.3 Vurdering av kjemisk og økologisk tilstand

5.3.1 OSPARCOM

Alle målte verdier av næringssaltkonsentrasjoner og biomasse av planteplankton (klorofyll *a*) lå klart under grensene for normalverdiene satt til 2–4 $\mu\text{g CHL } a \text{ litre}^{-1}$ av OSPARCOM for Norge (OSPAR Commission, 2005). Verdiene i Nordmøre-regionen var <1 $\mu\text{g CHL } a \text{ litre}^{-1}$. Konsentrasjonene av DIN og DIP i Nordmøre-regionen (EQS-variabler) var klart lavere enn OSPARCOM sine normalverdier for DIN og DIP (henholdsvis 140 og 19 $\mu\text{g liter}^{-1}$), med DIN:DIP = 7,2, også om vinteren. Dette tilsvarer verdiene i dypvann og de maksimale naturlige verdiene om vinteren, og er de vanligste grenseverdiene for indikatorene som anvendes av miljømyndighetene for vannmassene.

5.3.2 Hopavågen

Gjennomsnittsverdiene av de sentrale indikatorvariablene for BA- og PV-stasjonene i Nordmøre-regionen for perioden 2011–13 er sammenstilt i Tabell 7 sammen med verdiene fra Hopavågen i perioden 1996–2000. Gjennomsnittsverdiene av alle variablene unntatt POP viste høyere verdier i Hopavågen enn i Nordmøre-regionen, mens konsentrasjonen av POC viste lignende verdier.

Næringssaltbelastningen (L_N) ved både BA-stasjonene og PV-stasjonene kan beregnes ved Likning 2, men input-verdiene av PON fra Nordmøre-regionen var lavere enn de fra

Hopavågen, noe som forårsaket at verdiene falt utenfor verdiområdet i Figur 15B. Om belastningen beregnes blir den 0,9 og 1,8 mg N m⁻³ dag⁻¹, lavere enn de målte verdiene for Hopavågen og ikke signifikant forskjellige for BA- og PV-stasjonene (P > 0,05). Verdiene fra BK-stasjonene i Nordmøre-regionen skal innarbeides i Likning 1 og 2.

Tabell 7. Gjennomsnittlige verdier av responsvariabler for kjemisk og økologisk tilstand ved BA- og PV-stasjonene i Nordmøre-regionen for 2011–13 og de tilsvarende verdiene for Hopavågen i 1996–2000 (middel ± SE).

	Hopavågen	Nordmøre 2011-13	Nordmøre 2011-13
Variabel	Upåvirket – 1996-2000, Juni-September (n=85)	Upåvirket av oppdrett BA-stasjoner (n=63)	Påvirket av oppdrett PV-stasjoner (n=63)
DIN	13,9 ± 1,5	6,5 ± 1,2	9,9 ± 1,3
DIP	4,7 ± 0,25	1,4 ± 0,3	1,0 ± 0,2
PON	45,8 ± 1,7	36,7 ± 1,8	41,5 ± 2,1
POP	6,4 ± 0,36	8,8 ± 0,4	10,2 ± 0,4
CHL	2,2 ± 0,11	0,69 ± 0,08	0,96 ± 0,09
POC	288 ± 12	263 ± 11	337 ± 18

5.3.3 Algefysiologiske indikatorer

N:C og N:P forholdene i partikulært materiale (PON:POC og PON:POP i planteplanktonet) støtter konklusjonen om at DIN er primært begrensende nærings salt for planteplanktonet i regionen gjennom prøveperioden. P:C forholdet i planteplanktonet støtter dette, og det indikerer at naturlig tilført DIN og DIP fra dypvann er en langt viktigere kilde for nærings salter gjennom sommerperioden enn de antropogene kildene fra oppdrett. Utslippet fra oppdrett har et DIN:DIP forhold på 40 µg N µg P⁻¹. Om dette utslippet var en hovedkilde av nærings salter ville det resultere i økte N:C og N:P verdier i planteplanktonet og fosfor ville da tilslutt begrense planteplanktonets vekst (når N:P > 7-8 µg N µg P⁻¹). Et skifte til P-begrensning ville i dette tilfelle kunne ha betydd at tilførselene fra oppdrett var en hovedkilde og at situasjonen var mer usikker og labil.

Som nevnt tidligere var vannprøvene for 2013 sannsynligvis ikke filtrert med 200 µm filterduk før videre bearbeiding og analyse. Dette kan være en årsak til at PV2 Reiråklakken viste noe høyere verdier sammenlignet med de andre PV-stasjonene. På den annen side, verdiene for stasjonen var ganske like for begge årene og PV2 ble lagt like nedstrøms for store anlegg og utslipp. Det er imidlertid klart at POC verdiene viste uforklarlige avvik mot slutten av perioden i 2013. Verdiene for PV2 for 2013 vil sannsynligvis måtte utelukkes i en publisering av resultatene.

6 Konklusjon

En endelig konklusjon av undersøkelsene tilsier at den kjemiske tilstanden og funksjon til det planktoniske økosystemet i Nordmøre-regionen ikke var negativt påvirket av økte tilførsler av næringssalter fra oppdrett gjennom sommerperiodene 2011-13. Tilstanden ble vurdert med tre uavhengige metoder, 1) grenseverdier gitt av OSPARCOM, 2) kvantitative dose-respons relasjoner fra Hopavågen, og 3) algefysiologiske indikatorer. Alle metodene ga en entydig konklusjon. PON ble brukt som en hoved-indikator, og konsentrasjonen av PON ved påvirkede og ikke-påvirkede stasjoner i Nordmøre-regionen var ikke signifikant forskjellige ($P < 0,05$) og i snitt lavere enn konsentrasjonene i Hopavågen.

De fleste indikatorene viste en liten økning for påvirkede stasjoner i sommerperioden, men variabelenes verdi varierte klart innenfor det normale for norsk kystvann ved alle stasjonene. Konsentrasjonene av fosfat og nitrat i vinterperioden var lavere enn konsentrasjonene i dypvann. Funksjonen til det planktoniske økosystemet basert på algefysiologiske kriterier og på konsentrasjonen av PON tilsa fullgod vannkvalitet og *Svært god* økologisk tilstand for det planktoniske, eller pelagiske, økosystemet.

7 Referanser

- Anderson JS, Lall SP, Anderson DM, McNiven MA. 1995. Availability of amino acids from various fish meals fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*. 138: 291-301.
- Cloern JE. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology-Progress Series*. 210:223-253.
- Dalsgaard T, Krause-Jensen D. 2006. Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. *Aquaculture*. 256: 302-310.
- Ervik A, Hansen PK, Aure J, Stigebrandt A, Johannesen P, Jahnsen T. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 158: 85-94.
- FAO 2006. The state of world fisheries and aquaculture. FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. ISSN 1020-5489.
- Fernandes M, Leuer P, Cheshire A, Angove M. Preliminary model of nitrogen loads from southern bluefin tuna aquaculture. 2007. *Marine Pollution Bulletin*. 54: 1321-1332.
- Hua K, Bureau DP. 2006. Modelling digestible phosphorus content of salmonid fish feeds. *Aquaculture*; 254: 455-465.
- K erouel R, Aminot A. 1997. Fluorometric determination of ammonia in sea and estuarine waters by direct segmented flow analysis. *Marine Chemistry* 57: 265-275.
- Maldonado M, Carmona MC, Echeverria Y, Riesgo A. 2005. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a re-assessment? *Helgoland Marine Research*. 59:121-135.
- Merceron M, Kempf M, Bentley D, Gaffet JD, Le Grand J, Lamort-Datin L. 2002. Environmental impact of a salmonid farm on a well flushed marine site: I. Current and water quality. *J. Appl. Ichthyol.* 18: 40-50.
- Olsen, Y, Agusti S, Andersen T, Duarte CM, Gasol P, Gismervik I, Heiskanen A-S, Hoell E, Kuuppo P, Lignell R, Reinertsen H, Sommer U, Stibor H, Tamminen T, Vadstein O, Vaqu e D, Vidal M. 2006. A comparative study of responses in planktonic food web structure and function in contrasting European coastal waters exposed to experimental nutrient addition. *Limnol. Oceanogr.* 51: 488-503.
- Olsen Y, Andersen T, Gismervik I, Vadstein O. 2007. Protozoan and metazoan zooplankton-mediated carbon flows in nutrient-enriched coastal planktonic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 331: 67-83.
- Olsen Y, Olsen LM. 2008. Environmental impact of aquaculture on coastal planktonic ecosystems. In: Tsukamoto K, Takeuchi, T, Beard, TD Jr, Kaiser MJ (eds) *Fisheries for global welfare and environment. Proc 5th World Fisheries Congress 2008*, Terrapub, Tokyo, p 181–196.
- Olsen Y, Tokle N, Vadstein O. 2012. Hvordan forvalte vannmassene? Om samspillet mellom næringssaltutslipp og det planktoniske økosystemet. I: Hersoug B og Johnsen JP (red), *Kampen om plass på kysten. Interesser og utviklingstrekk i kystplanleggingen*. Universitetsforlaget, ISBN 978-82-15-02024-2. 17 sider.
- Olsen Y, Reinertsen H, Sommer U, Vadstein O. 2014. Responses of biological and chemical components in North East Atlantic coastal water to experimental nitrogen and phosphorus addition – A full scale ecosystem study and its relevance for management. *Science of the Total Environment*. 473–474: 262–274.

- OSPAR Commission, 2005. Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with Regard to Nutrients and Eutrophication Effects. OSPAR Background Document on Eutrophication. ISBN 1-904426-71-9, Publication Number: 2005/229, pp. 33.
- Tett P. 2008. Fish Farm Wastes in the Ecosystem In: Holmer M, Black K, Duarte CM, Marbà N, Karakassis I (Eds.) Aquaculture in the Ecosystem. Springer Science+Business Media B.V. ISBN 978-1-4020-6809-6. pp. 1–46.
- Soto D, Norambuena F. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *J. Appl. Ichtyol.* 20: 493–501.
- Sugiura SH, Merchant DD, Kelsey K, Wiggins T, Ferraris RP. 2006. Effluent profile of commercially used low phosphorus fish feeds. *Environmental Pollution* 140: 95–101.
- Vadstein O, Andersen T, Reinertsen H, Olsen Y. 2012. Carbon, nitrogen and phosphorus resource supply and utilisation for coastal planktonic heterotrophic bacteria in a gradient of nutrient loading. *Marine Ecology Progress Series.* 447: 55–75.
- Wang X, Olsen LM, Reitan KI, Olsen Y. 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.* 2: 267–283.
- Wang X, Andresen K, Handå A, Jensen B, Reitan KI, Olsen Y. 2013. Chemical composition and release rate of waste discharge from an Atlantic salmon farm with an evaluation of IMTA feasibility. *Aquacult Environ Interact.* 4:147–162.

Vedlegg

Tabell A1. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk N (DIN, ammonium/urea) fra anlegg i perioden mai til og med september 2011 (kg NH₄-N).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Ammoniumtilførsel, kg NH ₄ -N per måned				
	N_GEOWGS84	Ø_GEOWGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255000	7.856933	1865 4	2970 6	4239 1	3815 8	37786
Endreseth	63.030183	7.716150	3798	6432	1070 3	2350 0	26038
Reiråklakken	63.450250	8.168853	7911	2083 4	2558 7	3776 3	37846
Bremnessvaet	63.397950	8.214317	1944 6	2937 9	2700 7	2892 7	26605
Halsbukta	63.077685	8.143622	1233 2	1963 0	2441 0	2929 0	26836
Korsneset	63.142733	8.224933	1889 1	2242 3	2242 3	2211 1	12700
Blomvikbugen	63.281766	8.453784	3361	5602	9873	1406 4	9435
Seglråa	63.149745	8.128550	1325 2	2086 1	2661 0	2225 2	20413
Leite	63.035983	7.678117	3459	7517	1109 5	1978 3	18723
Hogsneset Nord	63.099517	7.670333	2228	2851	3248	8669	12018
Hjortholmen	63.457733	7.856100	2347	3845	9063	1387 2	18661
Gjeldsøya	63.482617	8.280283	3579	4868	5983	1717 7	19587
Laukholmen	63.269850	8.228283	1619 9	2257 0	2214 5	1246 2	0
Skåren	63.076733	8.193150	9323	1362 9	1418 8	1064 5	11273
Kråkøya	63.137767	8.030150	837	1570	2486	4114	6361
Bogen	63.077667	7.903450	648	1334	2156	3415	4089
Hunnhammervika	62.863367	8.157583	3776	3386	5173	6130	4544
Vullum	63.048950	8.216350	1492	1702	2715	4713	6058
Hogsneset Sør	63.099517	7.670333	1567	1954	3013	7416	7800
Kornstad	62.960383	7.450150	8410	4071	0	0	0
Vikagjelen	63.075783	7.906067	410	671	1463	2841	4209
Hegerbergtrøa	62.883933	8.149917	214	88	428	566	780
Or	63.042092	7.849293	264	453	655	1297	1662
Merraberget	62.783800	8.278250	1108	25	0	0	0
Sveggvika	63.087325	7.590048	5589	290	0	0	0
		Totalt DIN, tonn mnd⁻¹	159	226	273	329	313

Tabell A2. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk P (DIP, fosfat) fra anlegg i perioden mai til og med september 2011 (kg PO₄-P).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Fosfattilførsel, kg PO ₄ -P per måned				
	N_GEOWGS84	Ø_GEOWGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255000	7.856933	470	748	1067	961	951
Endreseth	63.030183	7.716150	96	162	269	592	655
Reiråklakken	63.450250	8.168853	199	524	644	951	953
Bremnessvaet	63.397950	8.214317	490	740	680	728	670
Halsbukta	63.077685	8.143622	310	494	614	737	676
Korsneset	63.142733	8.224933	476	564	693	557	320
Blomvikbugen	63.281766	8.453784	85	141	249	354	238
Seglråa	63.149745	8.128550	334	525	670	560	514
Leite	63.035983	7.678117	87	189	279	498	471
Hogsneset Nord	63.099517	7.670333	56	72	82	218	303
Hjortholmen	63.457733	7.856100	59	97	228	349	470
Gjeldsøya	63.482617	8.280283	90	123	151	432	493
Laukholmen	63.269850	8.228283	408	568	557	314	0
Skåren	63.076733	8.193150	235	343	357	268	284
Kråkøya	63.137767	8.030150	21	40	63	104	160
Bogen	63.077667	7.903450	16	34	54	86	103
Hunnhammervika	62.863367	8.157583	95	85	130	154	114
Vullum	63.048950	8.216350	38	43	68	119	153
Hogsneset Sør	63.099517	7.670333	39	49	76	187	196
Kornstad	62.960383	7.450150	212	102	0	0	0
Vikagjelen	63.075783	7.906067	10	17	37	72	106
Hegerbergtrøa	62.883933	8.149917	5	2	11	14	20
Or	63.042092	7.849293	7	11	16	33	42
Merraberget	62.783800	8.278250	28	1	0	0	0
Sveggvika	63.087325	7.590048	141	7	0	0	0
		Totalt DIP, tonn mnd⁻¹	4.01	5.68	7.00	8.29	7.89

Tabell 3. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk N (DIN, ammonium/urea) fra anlegg i perioden mai til og med september 2012 (kg NH₄-N).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Ammoniumtilførsel, kg NH ₄ -N per måned				
	N_GEOWGS84	Ø_GEOWGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255000	7.856933	2082	1331	2272	5897	15726
Endreseth	63.030183	7.716150	58	0	0	0	3
Reiråklakken	63.450250	8.168853	7422	9024	9561	13928	16325
Bremnessvaet	63.397950	8.214317	4320	6970	11102	19015	22455
Halsbukta	63.077685	8.143622	599	1609	1609	7741	9800
Korsneset (1+2)	63.142733	8.224933	6590	6745	11239	16209	24661
Seglråa	63.149745	8.128550	1137	2090	4410	7913	10714
Hogsneset	63.099517	7.670333	1069	0	0	0	0
Hjortholmen	63.457733	7.856100	0	0	0	0	50
Skåren	63.076733	8.193150	1460	1771	2890	5279	7319
Bogen	63.077667	7.903450	6955	9454	9202	14816	14193
Honnhammarvika	62.863367	8.157583	906	529	692	252	0
Villum	63.048950	8.216350	9165	14954	13772	13405	9111
Hogsneset Sør	63.054001	7.403672	5862	578	0	0	0
Rokset			0	0	0	0	966
Kornstad	62.960383	7.450150	4902	8378	16827	19307	12503
Vikagjelen	63.075783	7.906067	5297	8576	9190	14857	18129
Hegerbergtrøa	62.883933	8.149917	3688	5085	6457	7326	4368
Or	63.042092	7.849293	3248	3839	3134	869	0
Merraberget	62.783800	8.278250	227	453	705	1120	1473
Sveggvika	63.087325	7.590048	354	739	1179	2691	3931
		Totalt DIN, tonn mnd⁻¹	65	82	104	151	172

Tabell A4. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk P (DIP, fosfat) fra anlegg i perioden mai til og med september 2012 (kg PO₄-P).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Fosfattilførsel, kg PO ₄ -P per måned				
	N_GEOWGS84	Ø_GEOWGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255000	7.856933	52	34	57	148	396
Endreseth	63.030183	7.716150	1	0	0	0	0
Reiråklakken	63.450250	8.168853	187	227	241	351	411
Bremnessvaet	63.397950	8.214317	109	175	279	479	565
Halsbukta	63.077685	8.143622	15	41	85	195	247
Korsneset (1+2)	63.142733	8.224933	166	170	283	408	621
Seglråa	63.149745	8.128550	29	53	111	199	270
Hogsneset	63.099517	7.670333	27	0	0	0	0
Hjortholmen	63.457733	7.856100	0	0	0	0	1
Skåren	63.076733	8.193150	37	45	73	133	184
Bogen	63.077667	7.903450	175	238	232	373	357
Honnhammarvika	62.863367	8.157583	23	13	17	6	0
Vullum	63.048950	8.216350	231	376	347	337	229
Hogsneset Sør	63.054001	7.403672	148	15	0	0	0
Rokset			0	0	0	0	24
Kornstad	62.960383	7.450150	123	211	424	486	315
Vikagjelen	63.075783	7.906067	133	216	231	374	456
Hegerbergtrøa	62.883933	8.149917	93	128	163	184	110
Or	63.042092	7.849293	82	97	79	22	0
Merraberget	62.783800	8.278250	6	11	18	28	37
Sveggvika	63.087325	7.590048	9	19	30	68	99
		Totalt DIP, tonn mnd⁻¹	1.65	2.07	2.67	3.79	4.32

Tabell A5. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk N (DIN, ammonium/urea) fra anlegg i perioden mai til og med september 2013 (kg NH₄-N).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Ammoniumtilførsel, kg NH ₄ -N per måned				
	N_GEOWGS84	Ø_GEOWGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255000	7.856933	21474	32252	19503	14061	3403
Endreseth	63.030183	7.716150	3984	5860	12277	19763	21321
Reiråklakken	63.450250	8.168853	15837	23298	27544	13629	14864
Bremnessvaet	63.397950	8.214317	19240	21422	22407	16309	14030
Brettingen			13120	20157	19627	17999	21643
Halsbukta	63.077685	8.143622	10203	13281	13281	27239	30615
Korsneset (1+2)	63.142733	8.224933	28158	37161	33188	30490	11303
Seglråa	63.149745	8.128550	16563	20252	23538	19462	12181
Hogsneset	63.099517	7.670333	2813	3246	4496	9527	7433
Hjortholmen	63.457733	7.856100	4883	0	0	0	0
Skåren	63.076733	8.193150	8056	13782	9601	8269	9600
Bogen	63.077667	7.903450	0	0	0	0	0
Honnhammarvika	62.863367	8.157583	296	610	957	1662	2140
Vullum	63.048950	8.216350	0	0	0	0	0
Hogsneset Sør	63.054001	7.403672	2457	2954	4838	10271	8746
Rokset			3923	6550	13535	14700	16859
Kornstad	62.960383	7.450150	7607	1572	0	0	0
Vikagjelen	63.075783	7.906067	0	0	0	0	0
Hegerbergtrøa	62.883933	8.149917	541	101	239	315	428
Or	63.042092	7.849293	0	0	0	0	0
Merraberget	62.783800	8.278250	3915	4519	5551	4015	3222
Sveggvika	63.087325	7.590048	2881	6569	9299	12083	13305
		Totalt DIN, tonn mnd-1	166	214	220	220	191

Tabell A6. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk P (DIP, fosfat) fra anlegg i perioden mai til og med september 2013 (kg PO₄-P).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Fosfattilførsel, kg PO ₄ -P per måned				
	N_GEOWGS84	Ø_GEOWGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255000	7.856933	541	812	491	354	86
Endreseth	63.030183	7.716150	100	148	309	497	537
Reiråklakken	63.450250	8.168853	399	586	693	343	374
Bremnessvaet	63.397950	8.214317	484	539	564	411	353
Brettingen			330	507	494	453	545
Halsbukta	63.077685	8.143622	257	334	653	686	771
Korsneset (1+2)	63.142733	8.224933	709	935	835	768	285
Seglråa	63.149745	8.128550	417	510	593	490	307
Hogsneset	63.099517	7.670333	71	82	113	240	187
Hjortholmen	63.457733	7.856100	123	0	0	0	0
Skåren	63.076733	8.193150	203	347	242	208	242
Bogen	63.077667	7.903450	0	0	0	0	0
Honnhammarvika	62.863367	8.157583	7	15	24	42	54
Villum	63.048950	8.216350	0	0	0	0	0
Hogsneset Sør	63.054001	7.403672	62	74	122	259	220
Rokset			99	165	341	370	424
Kornstad	62.960383	7.450150	191	40	0	0	0
Vikagjelen	63.075783	7.906067	0	0	0	0	0
Hegerbergtrøa	62.883933	8.149917	14	3	6	8	11
Or	63.042092	7.849293	0	0	0	0	0
Merraberget	62.783800	8.278250	99	114	140	101	81
Sveggvika	63.087325	7.590048	73	165	234	304	335
		Totalt DIP, tonn mnd⁻¹	4.18	5.38	5.85	5.53	4.81

Tabell A7. Middelverdier og spredningsmål for sommerperioden ved de ulike stasjonene. Middel: Aritmetisk middelværdi, SD: standardavvik, SE: Standardfeil for middel, n: antall prøver; Median: Senterverdi, 25%: nedre kvartil, 75%: øvre kvartil (50% av verdiene er innenfor nedre og øvre kvartil). BA1: Raudeggflua (2011-12), BA2: Skjerjebåan (2011-12), PV1: Bremsnesfjorden (2011), PV2: Reiråklakken (2011 og 2013), PV3: Segelråa (2013).

$\mu\text{g liter}^{-1}$	NH4-N	NO3-N	DIN	DIP	PON	POP	CHL a	POC
BA1								
Middel	2.32	2.70	5.01	1.55	34.3	8.57	0.69	250
SD	2.55	5.07	5.80	3.21	16.3	3.26	0.77	84.1
SE	0.47	0.94	1.08	0.60	3.03	0.61	0.14	15.6
n	29	29	29	29	29	29	29	29
BA2								
Middel	7.34	0.52	7.85	1.32	38.9	9.09	0.69	273
SD	10.9	1.43	11.4	1.31	11.8	2.96	0.43	86.8
SE	1.86	0.24	1.95	0.22	2.03	0.51	0.07	14.9
n	34	34	34	34	34	34	34	34
PV1								
Middel	2.73	0.80	3.53	0.33	45.3	10.1	0.79	318
SD	6.05	1.42	6.14	0.71	6.67	1.74	0.38	39.8
SE	1.56	0.37	1.58	0.18	1.72	0.45	0.10	10.3
n	15	15	15	15	15	15	15	15
PV2								
Middel	11.2	3.40	14.6	1.61	46.2	11.4	1.27	382
SD	8.80	4.76	11.6	1.36	19.5	3.87	0.77	170
SE	1.51	0.82	1.98	0.23	3.34	0.66	0.13	29.2
n	34	34	34	34	34	34	33	34
PV3								
Middel	4.29	0.79	5.08	0.38	25.8	7.40	0.41	249
SD	3.24	1.47	4.26	0.45	5.93	1.16	0.11	51.9
SE	0.87	0.39	1.14	0.12	1.58	0.31	0.03	13.9
n	14	14	14	14	14	14	14	14

Delrapport nr. 3a

Modellering av strøm og utslipp av næringsalter, lus og virus i Nordmøre

Øyvind Knutsen, Ole Jacob Broch



SINTEF fiskeri og havbruk AS
Postboks 4762 Sluppen, 7465 Trondheim

INNHOOLD

OPPSUMMERING.....	75
SUMMARY	76
1 INNLEDNING.....	77
2 METODE OG BESKRIVELSE AV SIMULERINGER	77
2.1 Simuleringer med passivt sporstoff og utslipp av nærings salt.....	79
2.2 Lakselus - partikler.....	80
3 RESULTATER OG DISKUSJON.....	81
3.1 Simuleringer med den hydrodynamiske modellen med passivt sporstoff .	81
3.2 Simuleringer med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen	87
3.3 Lakselus.....	91
4 REFERANSER.....	96

OPPSUMMERING

Det 3D hydrodynamisk-biologiske modellsystemet SINMOD ble brukt til å undersøke spredning av næringssalter ($\text{NH}_4\text{-N}$) og lakselus fra 25 oppdrettslokaliteter på Nordmøre.

Utslippene av $\text{NH}_4\text{-N}$ ble simulert både som passivt sporstoff (dvs. konsentrasjoner uten noen andre egenskaper enn at de fortynnes og forflyttes) i et rent hydrodynamisk perspektiv og som faktisk ammonium som ble tatt opp av planteplankton. Simuleringene viste at konsentrasjonene av $\text{NH}_4\text{-N}$, både i egenskap av passivt sporstoff og som "aktivt" ammonium, generelt var høyere ved to lokaliteter (PV1 og PV2) som på forhånd var antatt å være mer påvirket av utslipp fra fiskeoppdrett enn ved to lokaliteter (BA1 og BA2) der man antok at påvirkningen var mindre. I tillegg viste modellsimuleringene at konsentrasjonene som følge av utslipp fra fiskeoppdrett var høye ved en lokalitet (kalt STN) i Vinjefjorden. Simuleringene med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen viste at både fysiske og biologiske prosesser bidro vesentlig til fortynning og opptak av ammoniumet som ble sluppet ut.

Utslippene av lakselus og virus fra hver lokalitet på Nordmøre viser at det er betydelig vannkontakt mellom nærliggende lokaliteter og at spredning av smittestoff fra lokalitet til lokalitet derfor er naturlig. I hovedsak går vanntransporten i øvre lag ut av fjordene og nordover med kyststrømmen, men vi ser fra spredningsfigurene at det også forekommer ikke-intuitiv spredning mot den generelle strømretningen. Dette vil være ekstra viktig om vinteren med kaldere vann som gjør at biologiske prosesser går saktere og levetiden blir lengre, ettersom denne spredningen tar litt tid.

SUMMARY

The 3D hydrodynamic-biological model system SINMOD was used to examine the distribution of nutrients (NH₄-N) and lice from 25 aquaculture sites in North Møre.

Release of NH₄-N was simulated with both passive tracer (ie concentrations without any properties other than that they are diluted and displaced) in a purely hydrodynamic perspective and with ammonium being taken up by phytoplankton. The simulations showed that the concentration of NH₄-N, both as a passive tracer and as "active" ammonium, generally was higher at two sites (PV1 and PV2) which was previously thought to be more affected by discharge from aquaculture than two sites (BA1 and BA2) where it was assumed that the effect was smaller. In addition, model simulations showed that concentrations as a result of discharges from aquaculture was high at one site (called STN) in Vinjefjorden. The simulations with the coupled hydrodynamic-biological model showed that both physical and biological processes contributed significantly to the dilution and absorption of released ammonia.

Release of sea lice and viruses from the localities in Nordmøre shows that there is significant exchange of water between adjacent sites and that the spread of pathogens between localities is therefore a result of natural processes. The main water currents in the upper layers flow out of the fjords and head north with the coastal currents, but our results show that the spread may also occur against the general flow direction. This will be especially important in the winter with colder water which slows down biological processes resulting in a longer lifespan of waterborne pathogens resulting in the possibility of greater proliferation.

1 Innledning

Det har vært et formål å få etablert en dokumentasjon av miljøeffektene som en følge av oppdrettsaktiviteten på Nordmøre. Denne type dokumentasjon er en forutsetning for en saklig og rasjonell vurdering av dagens drift, og som et faglig grunnlag for en vurdering av hvordan næringen kan utvikle seg videre i regionen. Mye av samfunnsdebatten er basert på synsing og antagelser. Med en objektiv beskrivelse kan en flytte fokuset fra en diskusjon om virkelighetsbeskrivelsen, til konkrete tiltak innenfor de områdene hvor næringen har utfordringer. Disse simuleringene og diskusjonen av resultatene kan bidra til en mer opplyst debatt om akvakulturnæringen på Nordmøre.

2 Metode og beskrivelse av simuleringer

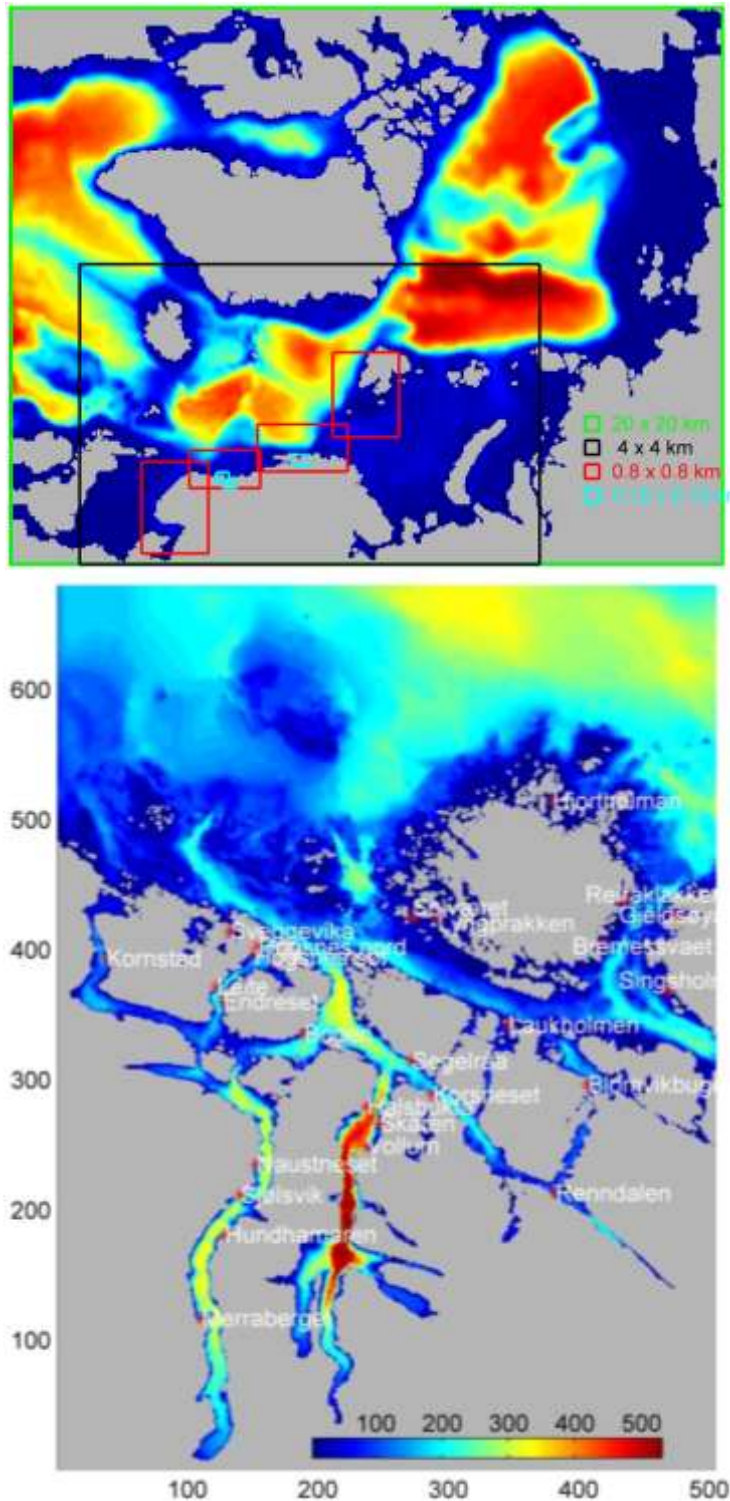
I arbeidspakke 2 og 3 er det brukt en numerisk modell, SINMOD (Slagstad & McClimans 2005, Wassmann et al. 2006), for å beregne strøm, spredning av næringssalter og drift av lus og virus i sjøen på Nordmøre. SINMOD er et nøstet 3D modellsystem som kobler fysiske og biologiske prosesser i havet. Det har vært under kontinuerlig utvikling og blitt brukt ved SINTEF i over 25 år.

En storskala modell med 20 km grid som dekker deler av Nordatlanten, de Nordiske hav og Arktis lager grensebetingelser til et mindre modellområde med 4 km oppløsning. Se figur 1. Denne modellen genererer videre grensebetingelser til et modellområde med 800 m oppløsning, som lager grensebetingelser til lokale modeller med 160 m oppløsning. Dette modellområdet er vist i figur 1, nederst. I dette modelloppsettet er det brukt 27 dybdelag, med største dyp på 531 m. ECMWFs ERA-Interim data (Dee et al. 2011) er brukt som atmosfærisk pådrag, mens elvedata og ferskvannsavrenning fra land ble hentet fra NVE.

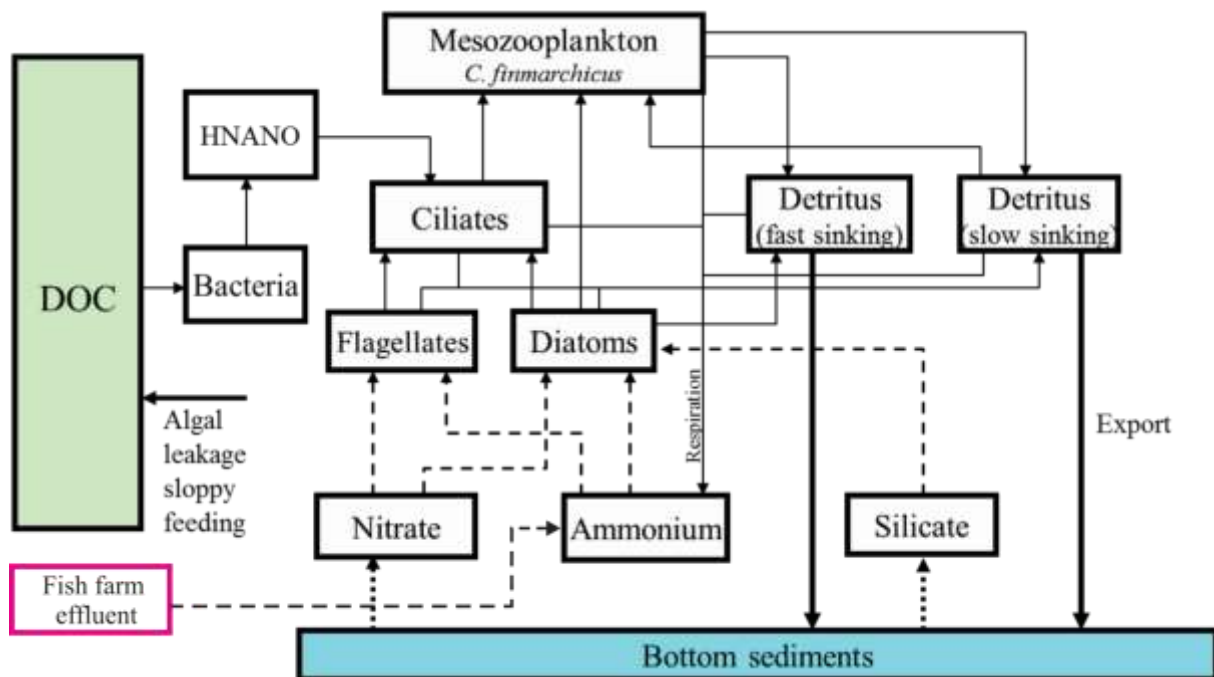
Det er sluppet ut næringssalter (ammonium) i modellen på lokalitetene markert i figur 1. Mengden ammonium som er sluppet ut er gitt av tabell 1 i rapporten fra NTNU. Mengden næringssalt fra en lokalitet blir fordelt i modellen utover én gridcelle på 160 x 160 m, og i dybden 5-15 m, da det antas at fisken normal ikke står helt i overflaten i merdene (Oppedel et al. 2011). Vi har brukt konstant utslippsrate innenfor hver måned, uten noen form for skalering/variasjon gjennom døgnet.

Det er også gjort simuleringer med den koblede hydrodynamisk-biologiske versjonen av SINMOD. En oversikt over den biologiske modellkomponenten er gitt i figur 2. Det brukes i alt 13 tilstandsvariable, som omfatter blant annet konsentrasjoner av to typer planteplankton (kiselalger og flagellater) og konsentrasjoner av næringssalter (nitrat, ammonium og silikat). Det at modellsystemet er koblet betyr at alle tilstandsvariablene, de biologiske så vel som de fysiske, påvirker hverandre og oppdateres (beregnes) i hvert tidsskritt i simuleringene.

I alle simuleringene med modellen i 160 m oppløsning er det brukt et tidsskritt på 30 sekunder.



Figur 1. Øverst vises oversikt over den nøstede modellen som må kjøres i tre steg for å generere grensebetingelser til den lokale modellen på figuren underst. Rektanglene i figuren øverst og tallene nede i høyre hjørne viser områder som kjøres med den horisontale oppløsningen som tallene indikerer. Figuren underst viser den lokale modellen for Nordmøre med alle utslippslokalitetene indikert. Fargeskalaen viser dybde i meter. Tallene på aksene angir gridpunkt i modellen.



Figur 2. Strukturen bak den biologiske komponenten i SINMOD. Basert på Wassmann et al., 2006.

2.1 Simuleringer med passivt sporstoff og utslipp av nærings salt

Det er gjort tre simuleringer for å belyse spredningen av oppløste nærings salter fra lakseoppdrett:

1. En simulering med den hydrodynamiske modellen der oppløst nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$) fra oppdrettsanleggene betraktes som et **passivt sporstoff**. Simulert periode: 5.mai til 1. oktober 2011.
2. En simulering med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen (fig. 2) **uten utslipp** av noen art. Simulert periode: 1. februar til 1. august 2011.
3. En simulering med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen med utslipp av $\text{NH}_4\text{-N}$ fra de impliserte oppdrettsanleggene. Simulert periode: 1. mai til 1. august 2011.

I **simulering 1** blir det passive sporstoffet fortynnet utelukkende gjennom fysiske prosesser (adveksjon og diffusjon), og spesielt må man merke seg at det ikke blir nedbrutt på noen måte. En del av sporstoffet blir forflyttet ut gjennom kanten av modellområdet og kommer da ikke tilbake. Det er imidlertid brukt korrekte utslipp, og man får et bilde av utslippskonsentrasjonene slik de ville vært "uten noe liv i havet". Man får også et bilde av vanntransport i modellområdet og hvordan utslippene faktisk spres. Dog brukes det, på grunn av begrensninger i regneressurser, kun én modellvariabel til å beskrive utslippet fra alle de 25 lokalitetene. Man kan derfor ikke "følge" utslippet fra en enkelt lokalitet i denne simuleringen.

I **simulering 2** ble den koblede hydrodynamisk-biologiske versjonen av SINMOD brukt. Grensebetingelsene for biologi, akkurat som for fysikk, ble nøstet i en tre-trinns prosess (20 000 til 4000 til 800 til 160 m horisontal oppløsning). Som det fremgår av biologimodelloversikten i figur 1 er både NO_3 (nitrat) og NH_4 (ammonium) representert ved

tredimensjonale variable. Det er ikke tilført nitrogen fra noen av oppdrettslokalitetene¹, og simuleringen gir dermed et bilde av de naturlige bakgrunnskonsentrasjonene av NO₃ og NH₄ i de ulike dypene i modellområdet.

Simulering 3 er en kombinasjon av de to første: her er den koblede modellen kjørt med utslipp av NH₄ fra de 25 oppdrettslokalitetene. I denne simuleringen blir ammonium tatt opp av planteplankton. Med andre ord blir utslippet fortynnet av både fysiske og biologiske prosesser.

En siste kommentar til simulering 1 og 3 er at utslippene er startet "brått" den 1. mai. Den første delen av simuleringen er dermed en oppkjøringsfase. Dette gjelder kanskje spesielt simulering 1, der hele feltet/variabelen for det passive sporstoffet har verdi 0 i begynnelsen.

2.2 Lakselus - partikler

Vi har gjort en simulering med utslipp av lus og virus som partikler for perioden fra 5. mai til 31. desember. I denne simuleringen slapp vi ut en lusepartikkel og en viruspartikkel fra hver lokalitet (se Figur 1) en gang per time. De to partikkeltypene antas å flyte fritt med strømmen. Lusepartiklene har i tillegg vertikal adferd og søker mot optimale forhold mellom dybde og saltholdighet i vannet, mens virus-partiklene ferdes helt fritt med vannmassene. Utslippsdybden er 2 m under overflaten. Med de 26 utslippspunktene i modellen så blir det sluppet ut 1248 partikler per dag eller mer enn 37000 per måned. Partiklene får beregnet ny posisjon hvert tidsskritt i modellen, altså blir de flyttet rundt hvert 30. sekund. Lagringen fra kjøringen er hver time, slik at i etttertid av kjøringen har vi én times oppløsning på partikkeldata.

¹ Det kommer et lite bidrag av NO₃ og NH₄ fra elvene i modellområdet.

3 Resultater og diskusjon

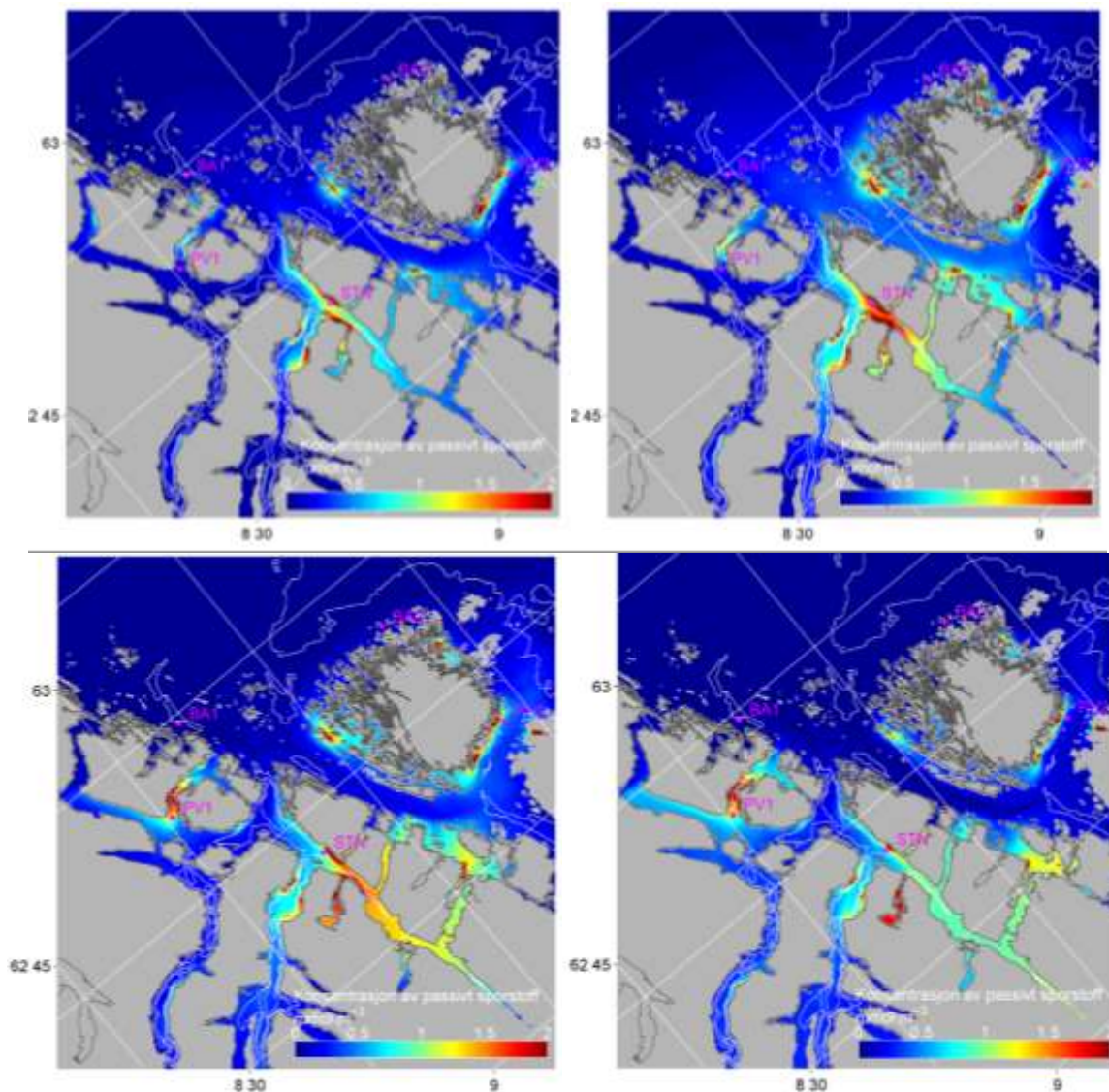
3.2 Simuleringer med den hydrodynamiske modellen med passivt sporstoff

Vi kommer til å fokusere på de fire lokalitetene BA1, BA2, PV1 og PV2, samt den nye lokaliteten "STN". Se figur 3.

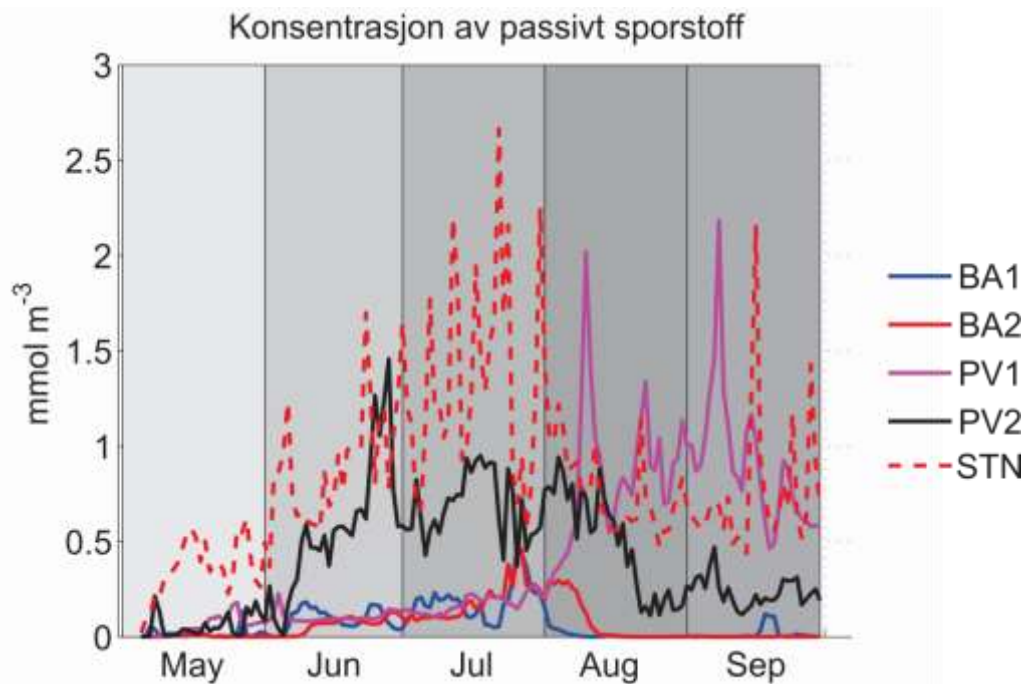
Konsentrasjonen av passivt sporstoff varierer betydelig med sted. Vi ser fra figur 3 at enkelte områder har relativt høye konsentrasjoner av passivt sporstoff, mens andre steder er nesten upåvirket. Snittkonsentrasjonene ser ut til å være jevnt over høyere i august enn de andre månedene. Dette var også den måneden da utslippene av $\text{NH}_4\text{-N}$ var antatt å være høyest. Konsentrasjonene er lave på stasjonene BA1 og BA2. Ved PV2 og STN, derimot, er de høye gjennom hele den simulerte perioden (juni-september). På stasjon PV1 er konsentrasjonene i snitt lave i juni og juli, mens de er høyere i august og september. Tabell 1 viser integrerte (0-10m) gjennomsnittskonsentrasjoner av passivt sporstoff ved de fem lokalitetene for juni-september.

Tabell 1. Integrerte gjennomsnittskonsentrasjoner av passivt sporstoff ved de fem lokalitetene for juni-september 2011. Benevningen er $\mu\text{g l}^{-1}$. Tallene er avrundet.

	BA1	BA2	PV1	PV2	STN
Juni	1,3	0,8	1,5	7,8	12,3
Juli	2,7	2,5	2,4	9,5	18,5
August	0,3	1,2	10,9	6,9	11,8
September	0,2	3,3	13,1	3,3	10,5



Figur 3. Simulert gjennomsnittlig konsentrasjon av passivt sporstoff i juni (øverst til venstre), juli (øverst til høyre), august (nederst til venstre) og september (nederst til høyre) 2011 på 10 m dyp. Gjennomsnittet er regnet ut fra timesverdier. BA1 og BA2 er de to stasjonene som ble antatt å være lite påvirket av utslipp fra fiskeoppdrett, mens PV1 og PV2 er de to stasjonene som ble antatt å være påvirket. Vannmassene ved STN, som er valgt som en ny målelokalitet, ser ut til å være påvirket av utslipp fra fiskeoppdrett, med en gjennomsnittlig overflatekonsentrasjon på over 1 mmol m^{-3} . De hvite kurvene er 200, 300 og 500 meters dybdekonturer. Fargeskaleringen, som er lik i de fire figurene, er valgt for å få frem en kontrast, slik at dypt rødt betyr " 2 mmol m^{-3} eller høyere". Enkelte steder kan konsentrasjonene være vesentlig høyere enn 2 mmol m^{-3} . Det må understrekes at bildene viser simulerte konsentrasjoner av passivt sporstoff, og at man ikke kan si noe spesifikt om vannkvalitet eller lignende på bakgrunn av dem. De sier imidlertid noe om hvor man kan forvente forhøyede konsentrasjoner av ammonium som følge av fiskeoppdrett.



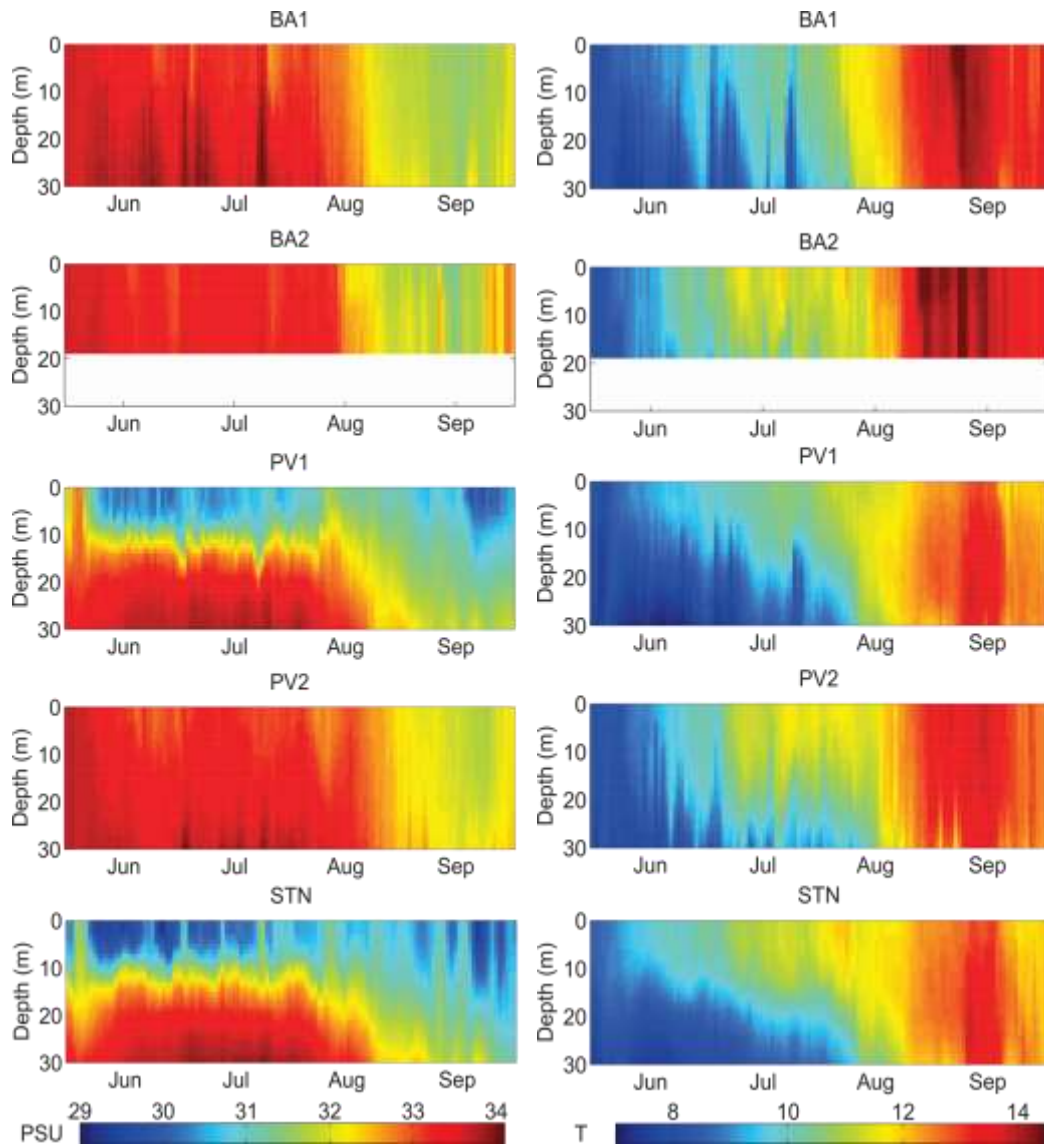
Figur 4. Daglige gjennomsnittsverdier for integrert konsentrasjon av passivt sporstoff på de fem stasjonene i figur 4. Gråfargen i bakgrunnen antyder totalutslipp av passivt sporstoff i den gjeldende perioden. Merk at konsentrasjonene er oppgitt i mmol m^{-3} .

Tidsvariasjonene ser vi tydelig i figur 4, som viser tidsserier for integrert (0-10m) konsentrasjon av passivt sporstoff ved de fem stasjonene. Konsentrasjonene ved PV2 og STN er klart høyere enn ved de andre stasjonene i juni og juli, mens det spesielt er ved stasjon PV1 og STN at konsentrasjonene er høyest i august-september. Ved stasjonene BA1 og BA2 er konsentrasjonene av passivt sporstoff lavest gjennom hele perioden. Det virker rimelig å anta vannmassene ved disse lokalitetene er påvirket av utslipp fra fiskeoppdrett i mindre grad enn de andre. Dette er imidlertid kun basert på konsentrasjoner av passivt sporstoff, og det sier i seg selv ingenting om *mengdene* eller fluksene av nærings salt som passerer gjennom stasjonene.

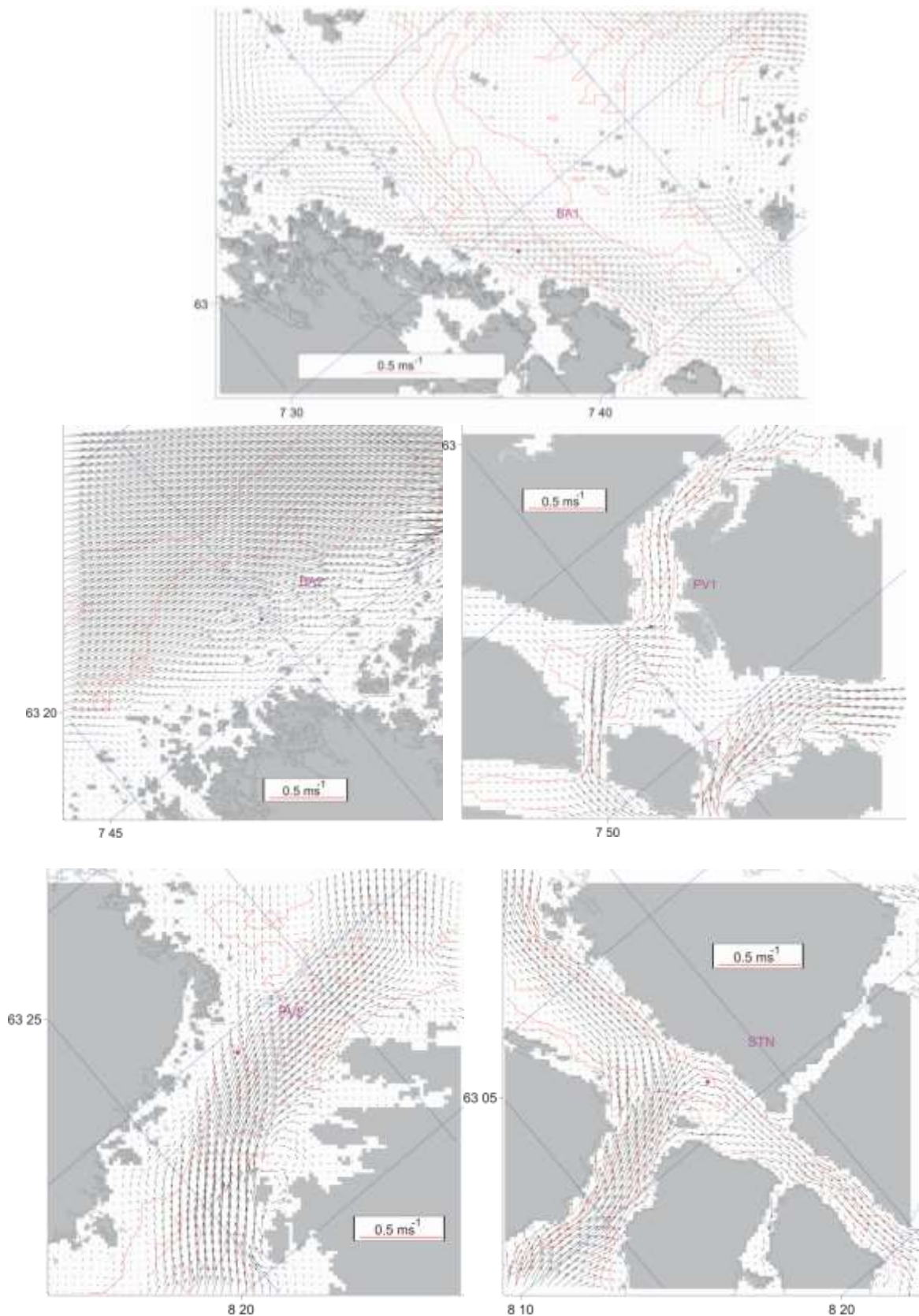
Med tanke på hvordan snittkonsentrasjonene av passivt sporstoff ved lokalitet PV1 endrer seg fra måned til måned, bør man passe på å overvåke/måle over et lengre tidsrom hvis man vil få et korrekt bilde av situasjonen ved en lokalitet.

Figur 5 viser temperatur- og saltholdighetsprofiler for de fem lokalitetene. Spesielt lokalitetene PV1 og STN er dominert av fjordvann/ferskere overflatelag enn de tre andre stasjonene. For øvrig ser vi også her hvordan forholdene endrer seg gjennom simuleringen.

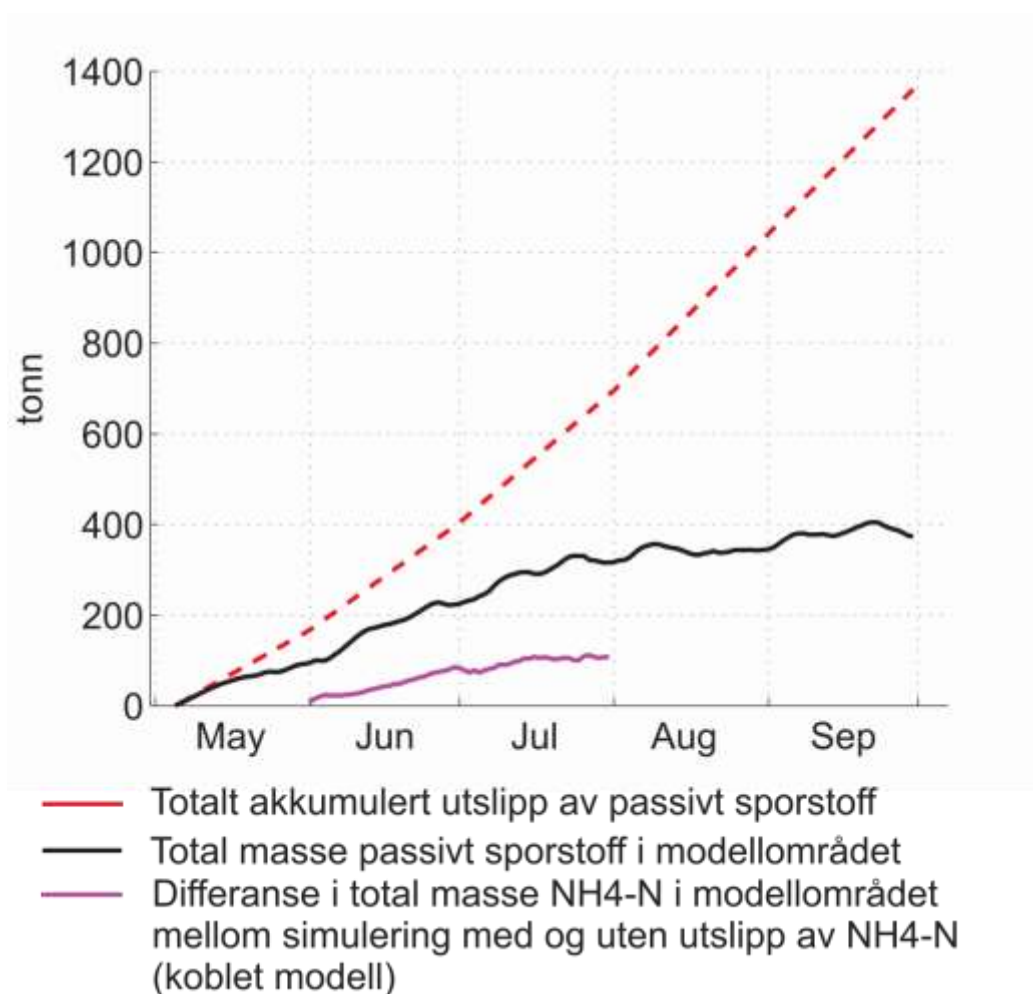
Figur 6 nedenfor viser gjennomsnittlig overflatestrøm i områdene rundt de fem stasjonene for juni-september 2011.



Figur 5. Salinitets- (til venstre) og temperaturprofiler (til høyre) for de fem stasjonene basert på daglige verdier fra simuleringene med den hydrodynamiske modellen.



Figur 6. Gjennomsnittlig overflatestrøm (med retning, "velocity") ved de fem lokalitetene for juni-september 2011. De sorte pilene peker i gjennomsnittlig strømretning, mens lengden deres angir strømfarten. De røde linjestykkene i hvit ramme antyder lengden på en pil som representerer gjennomsnittlig strømfart på $0,5 \text{ ms}^{-1}$. De røde kurvene angir 100, 200 og 300 m dybdekonturer.



Figur 7. Totalbudsjett for utslipp av $\text{NH}_4\text{-N}$ i hele modellområdet (ned til 250 m dyp). Den stiplede røde linjen viser den akkumulerte, totale mengden passivt sporstoff som ble sluppet ut i simulering 1 som funksjon av tid. Her tenker vi oss at det passive sporstoffet har samme atomvekt som nitrogen, slik at det representerer den total massen $\text{NH}_4\text{-N}$ som ble sluppet ut fra fiskeoppdrett i regionen fra mai til september 2011. Den heltrukne svarte linjen viser den totale massen passivt sporstoff i hele modellområdet gjennom den simulerte perioden. Differansen mellom den røde og svarte linjen gir oss den massen passivt sporstoff som er transportert ut av modellområdet. Den lilla linjen viser differansen i total mengde $\text{NH}_4\text{-N}$ i modellområdet mellom simulering 3 (med utslipp) og simulering 2 (uten utslipp). Her er den koblede fysisk-biologiske modellen brukt, slik at det er tatt hensyn til opptak av $\text{NH}_4\text{-N}$ i plankton.

Startkonsentrasjonene av passivt sporstoff i simulering 1 var nødvendigvis 0 overalt. Den første delen av simuleringen må dermed betraktes som en oppkjøringsfase, og gir ikke et helt riktig bilde av normalsituasjonen, selv om det er interessant i seg selv å se hvordan sporstoffet gradvis spres i modellområdet. Vi ser dette i figur 4, der konsentrasjonene øker i begynnelsen av simuleringen på alle stasjonene.

Figur 7 viser et totalbudsjett for passivt sporstoff i hele modellområdet. Den stiplede, røde kurven viser akkumulert masse passivt sporstoff sluppet ut fra alle de 25 anleggene gjennom hele simuleringen. Her er det antatt at sporstoffet har samme atomvekt som nitrogen, og vi får dermed et totalbudsjett for utslipp av $\text{NH}_4\text{-N}$. Den sorte, heltrukne kurven viser total masse passivt sporstoff i modellområdet. Differansen mellom akkumulert utslipp av sporstoff og total mengde sporstoff i området (representert ved avstanden mellom den røde og sorte linjen) forteller oss hvor mye sporstoff som er transportert ut av modellområdet. Dersom den sorte kurven flater ut, har vi en slags balansesituasjon der mengden sporstoff som tilføres vannvolumet² er omtrent lik den mengden sporstoff som transporteres ut av modellområdet. Den sorte kurven flater ikke ut før i begynnelsen av august, og dermed må hele perioden fra 1. mai til begynnelsen av august betraktes som en oppkjøringsfase med tanke på total mengde sporstoff i modellområdet.

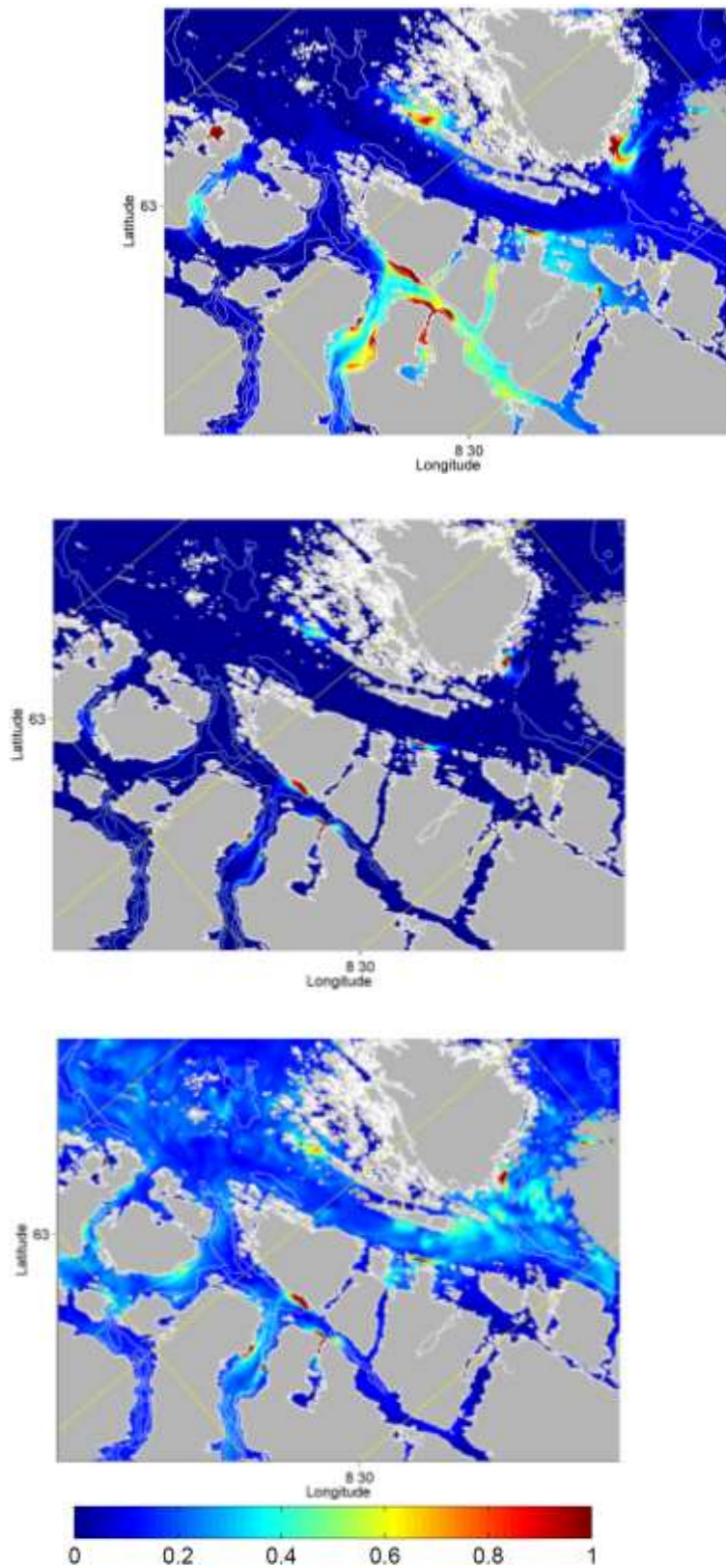
Det må understrekes at det her er snakk om et teoretisk balansenivå som utelukkende sier noe om fysisk fortykning og transport av sporstoffet. Ved endringer i utslippene, enten geografisk eller i mengde, vil balansenivået endre seg. Balansenivået vil også endre seg med strøm og dermed sesong. Det må også legges til at en del av det passive sporstoffet som blir transportert ut av området til 160 m-modellen i virkeligheten ville kunne ha kommet inn i modellområdet igjen, f. eks. ved at strømrretningen skifter. Dette er det ikke tatt hensyn til. Det er heller ikke tatt hensyn til alle oppdrettslokalitetene i området.

3.3 Simuleringer med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen

Den lilla linjen i figur 7 er basert på de to simuleringene med den koblede hydrodynamisk-biologiske modellen (fig. 2). Den viser differansen i total mengde $\text{NH}_4\text{-N}$, i hele modellområdet, mellom simuleringene *med* og *uten* utslipp av $\text{NH}_4\text{-N}$ fra fiskeoppdrett. Verdiene på den lilla kurven er lavere enn verdiene på den sorte fordi den sorte kurven er basert utelukkende på fysisk fortykning, mens den lilla kurven i tillegg er basert på opptak og omsetning av $\text{NH}_4\text{-N}$ i planteplankton. Hvor mye høyere verdiene på den sorte enn den lilla kurven er, avhenger av det totale systemets evne til å ta opp og omsette $\text{NH}_4\text{-N}$.

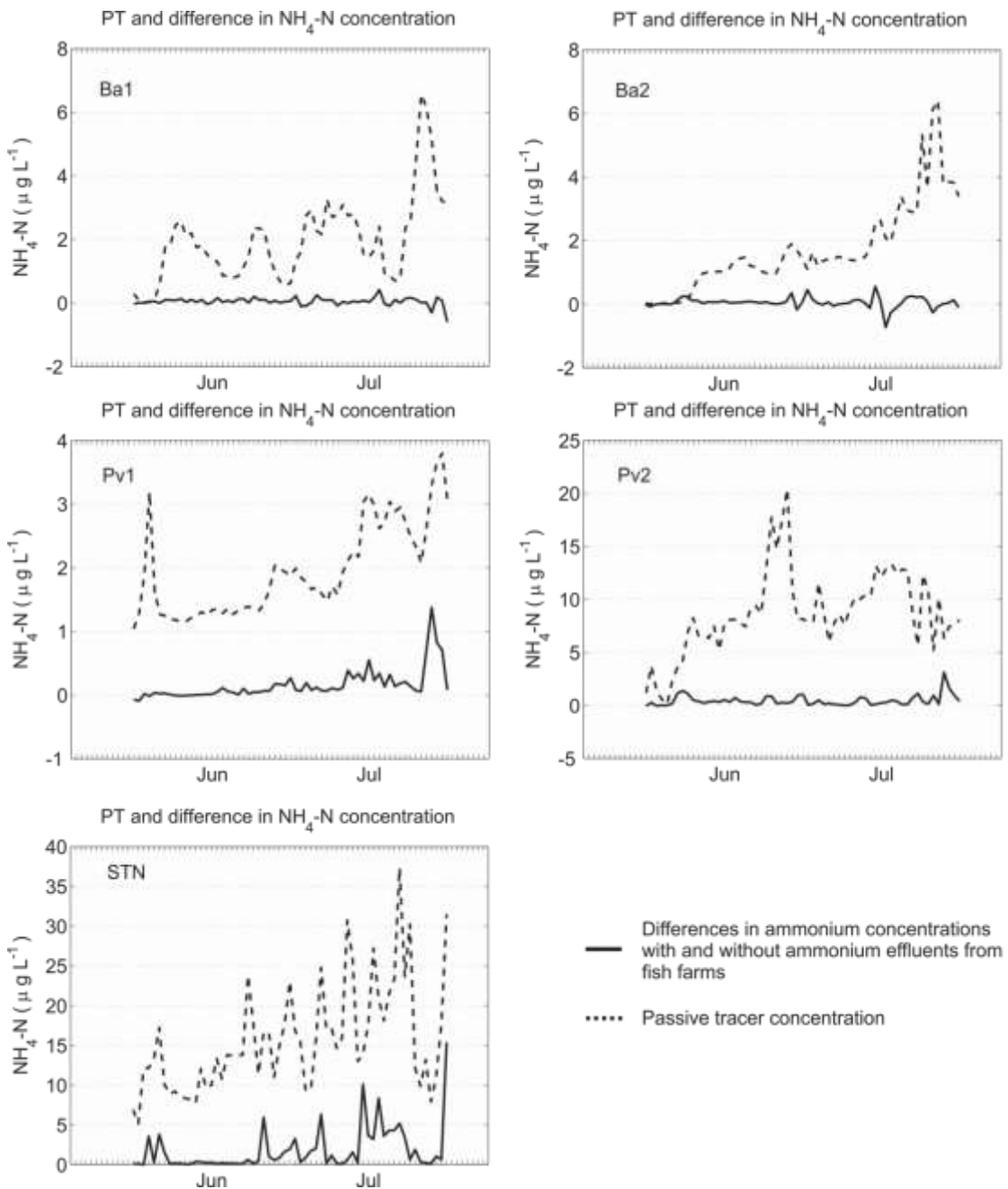
Forskjellen mellom konsentrasjoner av passivt sporstoff og differanse i ammoniumkonsentrasjon illustreres godt ved figur 8. Her er konsentrasjon av passivt sporstoff tegnet inn øverst, mens differansen i $\text{NH}_4\text{-N}$ med og uten utslipp er tegnet inn i midten. Bildet i midten av figur 8 sier altså noe om hvor mye høyere de *reelle* ammoniumkonsentrasjonene kan forventes å være med fiskeoppdrett enn uten. Nederst er det tegnet inn de totale konsentrasjonene av $\text{NH}_4\text{-N}$ med utslipp. Figur 7 er et øyeblikksbilde, altså situasjonen slik den var på 10 m dyp den 19. mai – i følge modellen.

² Det totale vannvolumet i modellområdet er omtrent 616 km^3 .



Figur 8. Den 19. mai, 10 m dyp. Øverst: konsentrasjon av passivt sporstoff. Midten: differanse mellom ammoniumkonsentrasjon med og uten utslipp. Nederst: ammoniumkonsentrasjon med utslipp. Fargeskalering er lik i de tre bildene (mmol m^{-3}).

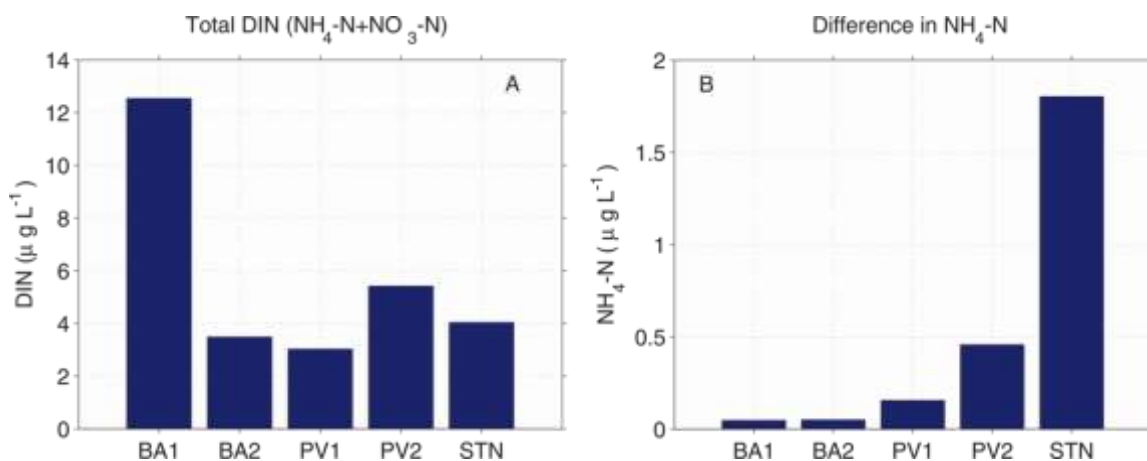
I figur 9 har vi sammenlignet konsentrasjoner av passivt sporstoff med differansen i $\text{NH}_4\text{-N}$ med og uten utslipp på de fem stasjonene (for juni og juli). Det er en stor forskjell i konsentrasjonene. Med andre ord tas mesteparten av nitrogenet som slippes ut opp av planteplankton.



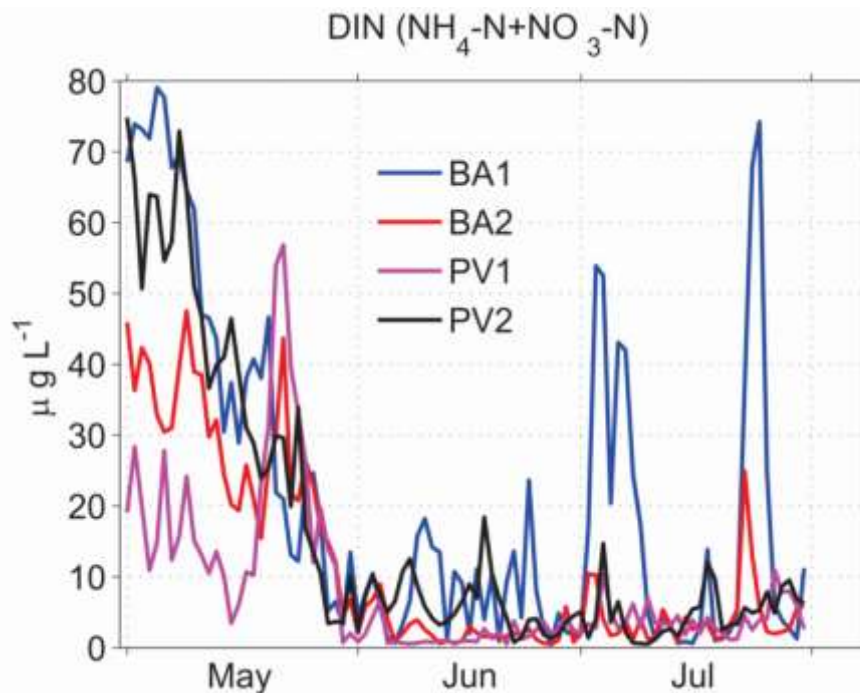
Figur 9: Stasjonsvise tidsserier (juni-juli) for passivt sporstoff (stiplet linje) og differansen i $\text{NH}_4\text{-N}$ mellom biologisimuleringen med og uten utslipp av $\text{NH}_4\text{-N}$ fra fiskeoppdrett.

Figur 10A viser integrerte (0-10m) gjennomsnittskonsentrasjoner av DIN ved de fem stasjonene over perioden juni-juli. Tilsvarende snittall (over perioden juni-september) fra målingene er presentert i NTNUs del av rapporten. Ved stasjon BA2, PV1 og PV2 gjør modellen det rimelig bra sammenlignet med målingene, mens den simulerte gjennomsnittsverdien for DIN ved BA1 er høyere enn den målte. Fra de tilsvarende tidsseriene i figur 11, ser vi at ved stasjon BA1, der samsvaret mellom modell og målinger er "dårligst", er det også størst variasjon i DIN-konsentrasjoner i juni og juli. De simulerte DIN-konsentrasjonene synker gjennom hele mai, og er generelt lave i juni og juli, men det er perioder med høyere DIN-konsentrasjoner ved BA1 (den blå kurven i figur 11). Hvis prøvetaking ikke gjennomføres kontinuerlig, er det mulig at man ikke får registrert innslag av høyere DIN-konsentrasjoner dersom disse forekommer over kortere tidsrom, som ved stasjon BA1 i figur 11. Man kan derfor heller ikke forkaste modellresultatene på grunnlag av en enkelt slik sammenligning mellom måling og modell. Det bør også tas med i betraktningen at søylene i figur 10 tar utgangspunkt i simuleringer for juni og juli, mens de tilsvarende målingene går over perioden juni-september.

I følge figur 10B er den gjennomsnittlige økningen i $\text{NH}_4\text{-N}$ -konsentrasjoner med utslipp fra oppdrettsanleggene høyere ved STN og PV2 enn ved BA1 og BA2. De totale DIN-konsentrasjonene er ikke høyere i samme grad (figur 10A).



Figur 10. A: Simulert integrert gjennomsnittskonsentrasjon av DIN ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ved lokalitetene BA1, BA2, PV1, PV2 og STN for perioden juni-juli 2011. B: Gjennomsnittlig differanse i $\text{NH}_4\text{-N}$ -konsentrasjoner ved de fem lokalitetene mellom simulering 3 og 2 for juni-juli 2011. Basert på integrerte konsentrasjoner. Søylene viser altså gjennomsnittlig økning i $\text{NH}_4\text{-N}$ -konsentrasjoner ved de fem stasjonene når man tar i betraktning fysisk fortykning og biologisk opptak av nærings salt.

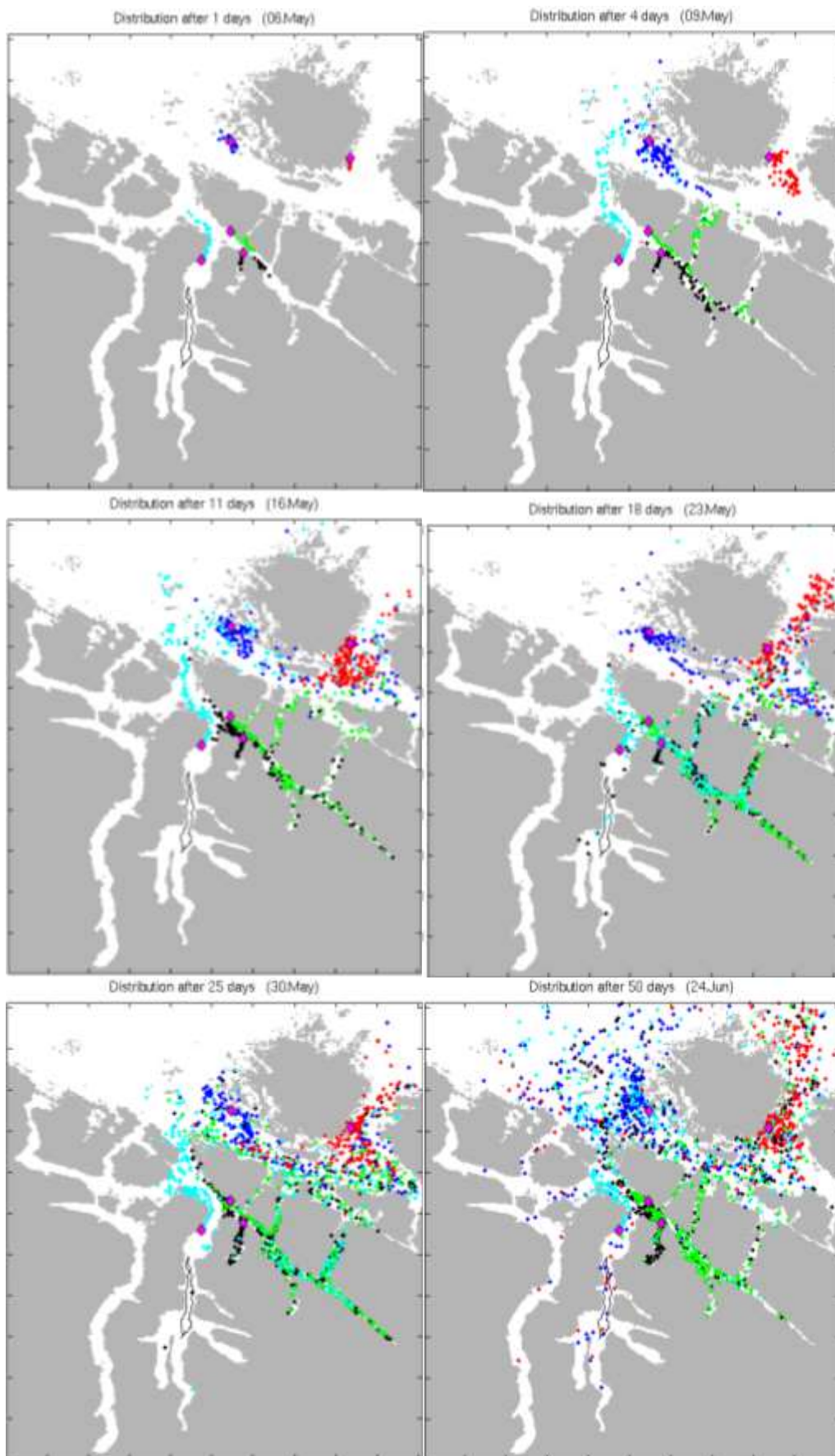


Figur 11. Simulerte, integrerte konsentrasjoner av DIN (i $\mu\text{g N L}^{-1}$) på stasjonene BA1, BA2, PV1 og PV2.

I tillegg til utslippene, opptak og fysisk fortykning av ammonium, kommer det et kontinuerlig bidrag som respirasjonsprodukter fra plante- og dyreplankton. Se figur 2. Fordi det er flere ikke-lineære prosesser involvert i vekst og opptak, i tillegg til adveksjon (forflytning) av vannmasser, er det ikke slik at differanse i total mengde eller konsentrasjon av NH_4 er proporsjonal med utslippet.

3.4 Lakselus

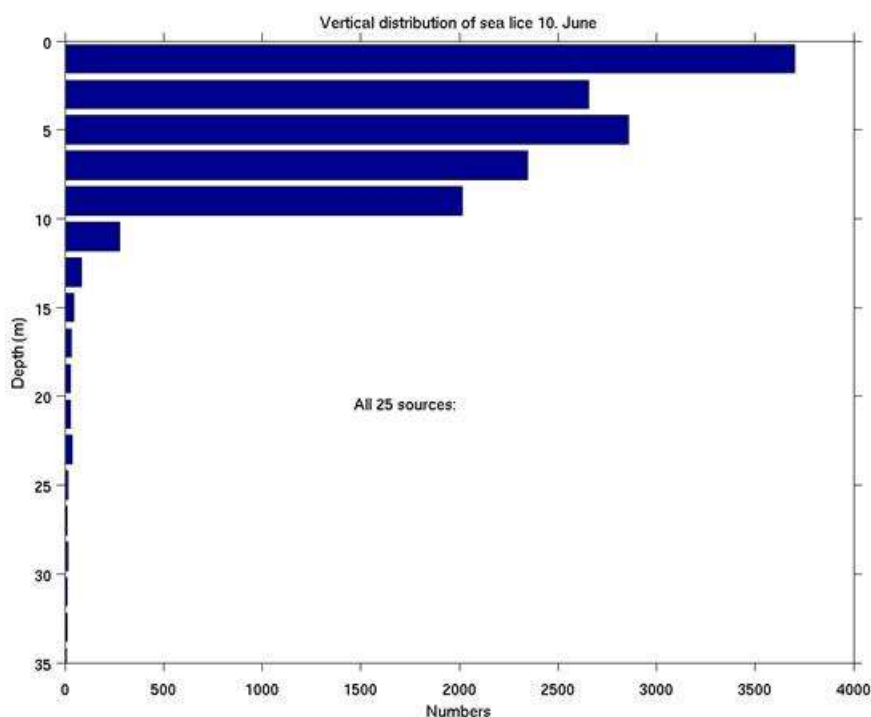
Det slippes ut mange partikler i modellen, og oversiktsbilder av partikkelspredningen blir fort uoversiktlig. I figur 12 er det derfor fokusert på lusespredningen fra de 5 største lokalitetene. Perioden er fra dag 1 til dag 50 med utslipp. Vi ser at fra Bremnessvaet (se kart med navn i figur 1) blir lusene hovedsakelig ført ut mellom Smøla og Hitra, som er den dominerende strømretningen til Kyststrømmen i dette området. Tilsvarende blir lus fra Solværet ført med Kyststrømmen i Trondheimsleia forbi Smøla. Ettersom tiden går blir spredningen fra alle lokalitetene, men kanskje spesielt de to overnevnte, mer utydelig. På figuren etter 25 dager så er spredningen fra de tre lokalitetene inni fjordene for det meste konsentrert inni fjorden mens litt går nordover med Kyststrømmen. Etter 50 dager er det kommet mer variasjon i bildet med en del lus fra Bremnessvaet som har blitt transportert sørøstover i motsatt retning av Kyststrømmen og også innover i fjordene. Eksempelvis er det på dette tidspunktet flest lus fra de to lokalitetene på Smøla i Sunndalsfjorden, selv om disse lokalitetene ligger lengre vekk enn de tre lokalitetene som ligger inni fjorden litt lenger nord. Årsaken til at dette kan skje er gjerne en kombinasjon av svak kyststrøm, tidevann og vind.



Figur 12. Eksempel på spredning fra de 5 største lokalitetene

Vertikalfordelingen av lus er i utgangspunktet begrenset av at lusen får en oppoverrettet svømmehastighet hvis den kommer dypere enn 10 m. Likevel kan vannet blande lus lengre ned, og det tar litt tid før de kommer opp igjen. Denne grensen på 10 m er satt litt tilfeldig ettersom man ikke helt vet hvordan lusen er i naturen, men i samtale med andre lusemodellører virker dette som en kurant verdi (Salmon lice dispersion modelling workshop, 24th May 2012, Institute of Marine Research, Bergen, Norway.)

Lakselus liker høy saltholdighet best, og hvis saltholdigheten kommer under 25 promille i modellen så begynner de å svømme nedover mot høyere saltholdighet. Figur 13 viser vertikal distribusjon av lus etter 5 ukers simulering.

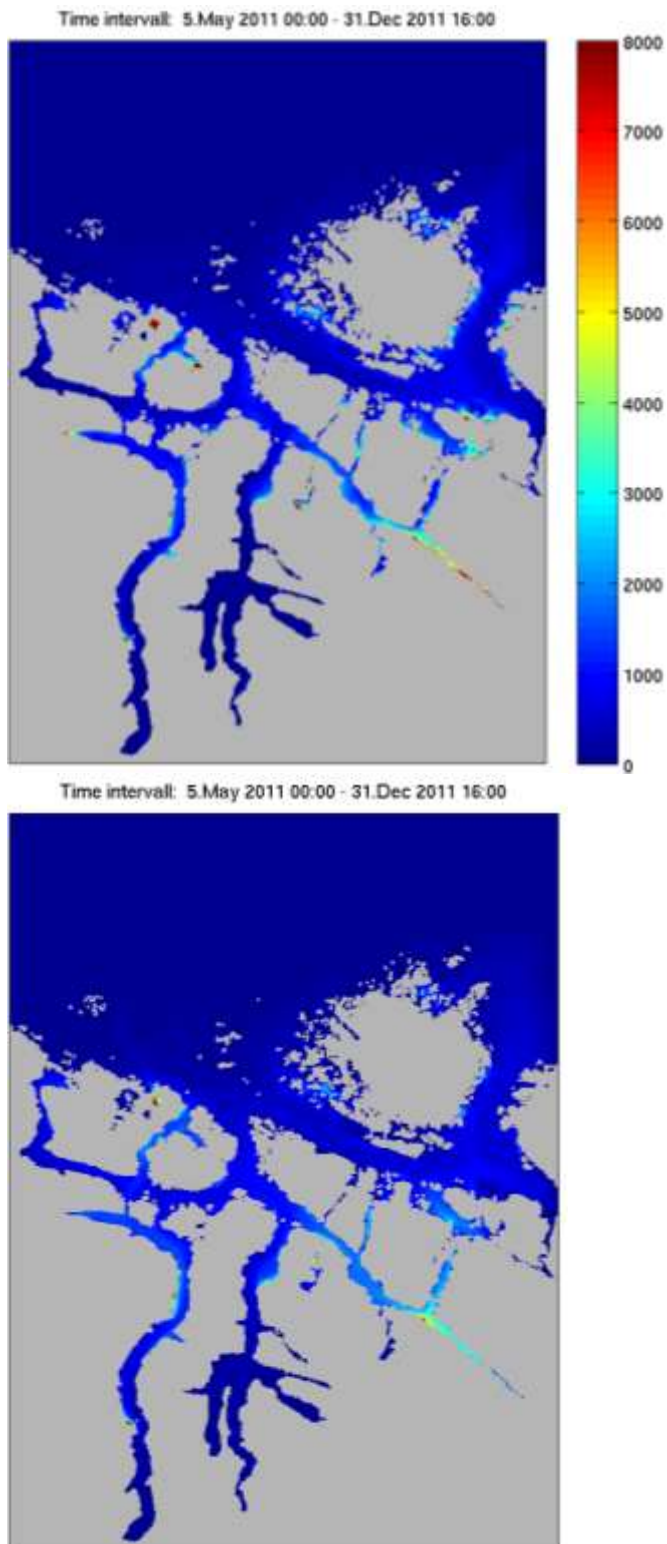


Figur 13. Vertikal distribusjon av lakselus i modellen etter ca 5 uker med utslipp av lus fra 25 lokaliteter.

Den vertikale adferden til lus gjør at spredningsmønsteret blir litt annerledes enn for de helt passive viruspartiklene i modellen. Figur 14 illustrerer dette. Det figuren viser er i hvor stor grad partikler oppholder seg i alle gridcellene i modellen. Det betyr at 1 partikkel i 10 timer i en gridcelle teller like mye som 10 partikler i 1 time i en gridcelle. Figuren er basert på utslipp fra 26 lokaliteter navngitt i figur 1, og akkumulert over hele simuleringsperioden på nesten 8 mnd.

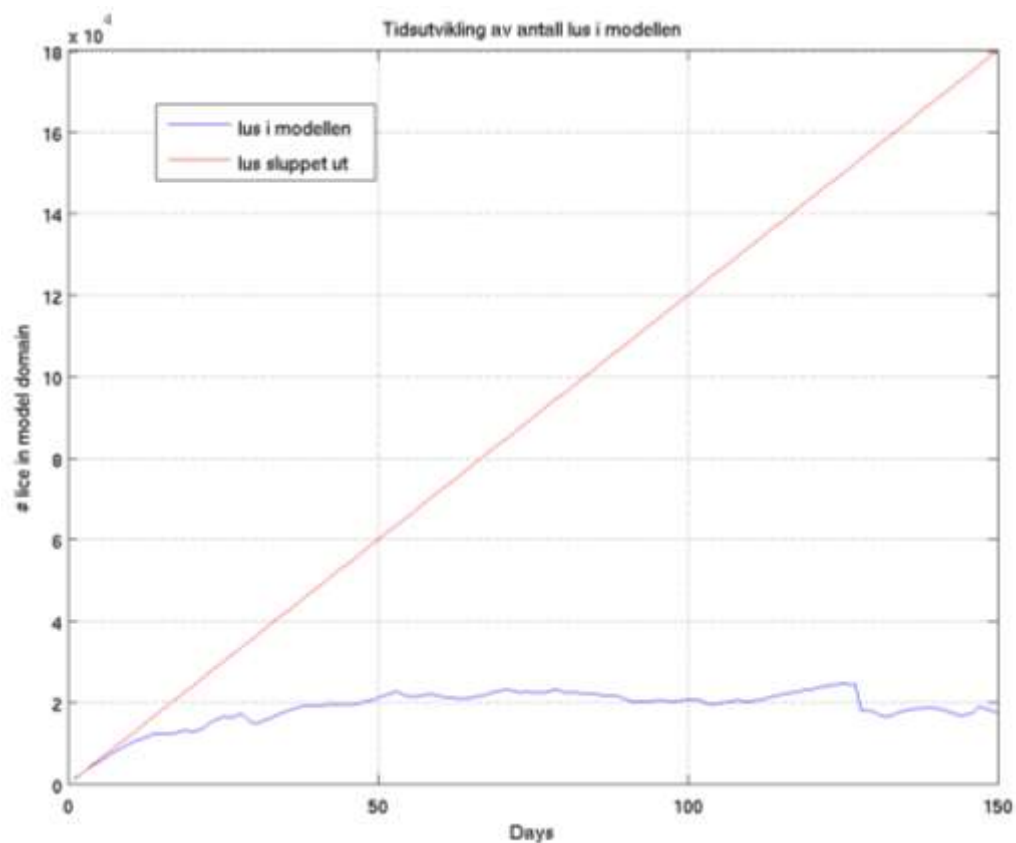
Vi ser at det hovedsakelig er store likheter, men legger merke til forskjellene. Lus er vist til venstre og virus til høyre. Fargeskalaen i midten er felles for begge figurene. Absoluttverdien er ikke viktig her for den er avhengig av utslippsmengden, men den relative fordelingen mellom områder sier noe om hvor man kan forvente å finne påvirkning fra oppdrettslokalitetene. Det ser ut som om virus blir jevnere fortynnet enn lus som viser en mer flekkete fremtreden. Dette er nok relatert til at lus holder seg nærmere overflaten og

blir dermed mer vindutsatt. Det kan skape oppsamling i fjordarmer om vinden ikke går ut av fjorden.



Figur 14. Partikkelspredning fra 26 lokaliteter, lus til venstre og virus til høyre. Dette er en akkumulert oppholdstid for partikler for hver gridcelle i modellen.

Den konstante utslippsraten av lus i modellen gjør at det blir sluppet ut veldig mange lus ettersom tiden går. Likevel stiger ikke tallet på lus i modellområdet tilsvarende, for de eksporteres ut av modellen med strømmen. Figur 15 illustrerer dette for de første 150 dagene av simuleringsperioden. Antall lus i modellen stabiliserer seg etter omkring 50 dager på et nivå som tilsvarer ca to uker med utlipp. Dette forholdet mellom utlipp og hva som er igjen i modellen er selvfølgelig avhengig av lokaliseringen av utslippspunktene. Flere lokaliteter inni fjorder vil generelt øke antallet av lus som oppholder seg lengre i modellen før de blir eksportert.



Figur 15. Utvikling av antall lus i modellen i de første 150 dagene av simuleringsperioden.

4 Referanser

Dee P, Uppala SM, Simmons AJ et al. 2011. The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system. Q. J. R. Meteorol. Soc.137: 553-597.

Oppedal F, Vågseth F, Dempster T, Juell JE, Johansson D, 2011. Fluctuating sea-cage environments modify the effects of stocking densities on production and welfare parameters of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquaculture 315:361-368.

Slagstad D and McClimans TA,2005. Modeling the ecosystem dynamics of the Barents Sea including the marginal ice zone: I. Physical and chemical oceanography. Journal of Marine Systems 58: 1-18.

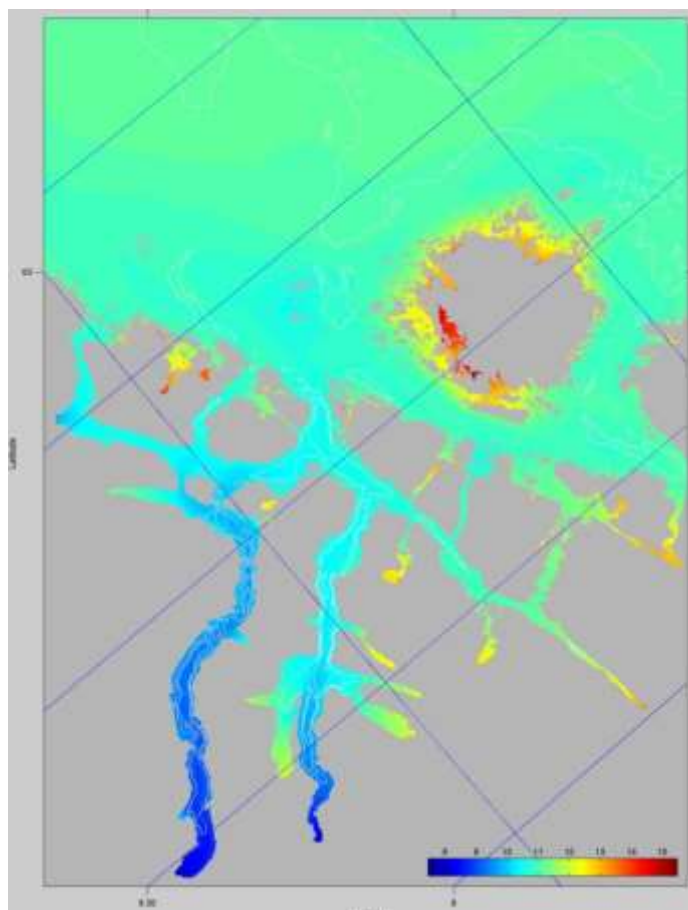
Wassmann P, Slagstad D, Riser CW and Reigstad M, 2006. Modelling the ecosystem dynamics of the Barents Sea including the marginal ice zone: II. Carbon flux and interannual variability. Journal of Marine Systems 59: 1-24

SINTEF rapport

Miljødokumentasjon Nordmøre

Utslipp av næringsalter og agens i en økosystemmodell

Forfattere Øyvind
Knutsen Ole Jacob
Broch



SINTEF Fiskeri og havbruk AS
Marin modellering
2014-03-14



SINTEF Fiskefôr og havbruk AS

Postadresse:
Postboks 4762 Sluppen
7465 Trondheim
Sentralbord: 40005350
Telefaks: 93270701

fish@sintef.no
www.sintef.no/fisk
Foretaksregister:
NO 980 478 270 MVA

Rapport

Miljødokumentasjon Nordmøre

Utslipp av næringssalter og agens i en økosystemmodell

EMNEORD:
Emneord

VERSJON	1	DATO	2014-03-14
FORFATTER(E)	Øyvind Knutsen Ole Jacob Broch		
OPPDRAAGSGIVER(E)	Oppdragsgiver(e)	OPPDRAAGSGIVERS REF.	Oppdragsgivers referanse
PROSJEKTNR	Prosjektnummer	ANTALL SIDER OG VEDLEGG:	23+ vedlegg

SAMMENDRAG

Oppsummering

For å beskrive strøm og spredningen av oppløst, uorganisk nitrogen (DIN) fra de største oppdrettsanleggene på Nordmøre i 2012, ble det brukt en koblet økosystem-hydrodynamikk-modell (SINMOD). Tre simuleringer ble gjort: en simulering uten utslipp og en med utslipp av DIN, i tillegg til en simulering for partikkelspredning. Simuleringen uten utslipp representerer den naturlige bakgrunssituasjonen, mens simuleringen med utslipp representerer den faktiske situasjonen. Utslippsratene for DIN for 25 oppdrettsanlegg ble beregnet ved hjelp av en massebalansemodell, og var basert på rapporterte tall for fôrforbruk. Konsentrasjoner av DIN og partikulært, organisk nitrogen (PON) ble beskrevet spesielt for de fire utvalgte stasjonene BA1, BA2, PV1 og PV2, samt også denne gangen den "ekstra" stasjonen STN i Vinjeforden (se rapport fra fase 1 av prosjektet). Generelt var økningene i DIN-konsentrasjoner fra simuleringen uten til simuleringen med bidragene fra oppdrettsanleggene små: fra 0 til 6 % av bakgrunnskonsentrasjonen ved de fem stasjonene. Økningen i PON var noe større, fra ca 1 til 12 %. Økningene var tydelig størst (både absolutt og relativt) ved de stasjonene som var antatt å være mest påvirket av fiskeoppdrett. Dette illustrerer godt hvordan modellsystemer kan brukes til å skille mellom områder med stor og liten innflytelse av fiskeoppdrett, og dermed at modeller har en plass i planleggings- og beslutningsstøtteverktøy.

UTARBEIDET AV	Øyvind Knutsen	SIGNATUR
KONTROLLERT AV	Kvalitetssikrer	SIGNATUR
GODKJENT AV	Gunvor Øie	SIGNATUR

RAPPORTNR	ISBN	GRADERING	GRADERING DENNE SIDE
Rapportnr	ISBN-nummer	Åpen	Fortrolig

Innhold

1	Innledning	100
2	Metode og beskrivelse av simuleringer	
2.1	Lakselus - partikler	100
2.2	Simuleringer med koblet modell	102
3	Resultater og diskusjon	
3.1	Simulering av strøm og partikkelbasert spredning	105
3.2	Simuleringer med økosystemmodellen	114
4	Referanser	118

English summary

In order to describe the currents and dispersal of dissolved, inorganic nitrogen (DIN) from the largest fish farms at Nordmøre in 2012, a coupled hydrodynamics-ecosystem model was used (SINMOD). Three simulation runs were made: one simulation without release of DIN from fish farms and one simulation with release of DIN, in addition to a simulation with dispersion of particles. The simulation without DIN release represented the natural background situation, while the simulation with DIN release represents the actual situation. The rates of DIN release from 25 fish farms were calculated using a mass balance model, and were based on reported values of feed use. The concentrations of DIN and particulate, organic nitrogen (PON) were, in particular, described for five locations (BA1, BA2, PV1, PV2 and STN) used in phase 1 of the project. In general, the increases in DIN concentrations from the simulation without to the simulation with DIN release were small: from 0 to 6 % of the background concentration at the five stations. The increases in PON concentrations were somewhat larger, from about 1 to 12%. The increases were clearly greatest (both absolutely and relatively speaking) at the stations that were believe to be most heavily influenced by fish farming operations. This illustrates well how model systems may be used to distinguish between regions that are heavily and lightly influences by fish farming and therefore also that models should be integrated in planning and decision support tools.

1 Innledning

Som i første del av dette prosjektet er det også her brukt den numeriske økosystemmodellen SINMOD med 160 m oppløsning for simuleringer av hydrografi, strøm, spredning av lus og virus, næringssalter og primærproduksjon for Nordmøre. Modellen er beskrevet i Slagstad & McClimans, 2005 og Wassmann et al., 2006. En kort beskrivelse av modelloppsettet som er brukt i dette prosjektet er gitt i delrapporten "Modellering av strøm og utslipp av næringssalter, lus og virus i Nordmøre" av Knutsen og Broch, 2012 (Miljødokumentasjon Nordmøre, samlerapport – fase 1, Woll, 2012). Vi takker Yngvar Olsen for diskusjoner og innspill relatert til omsetning av oppløste næringssalter.

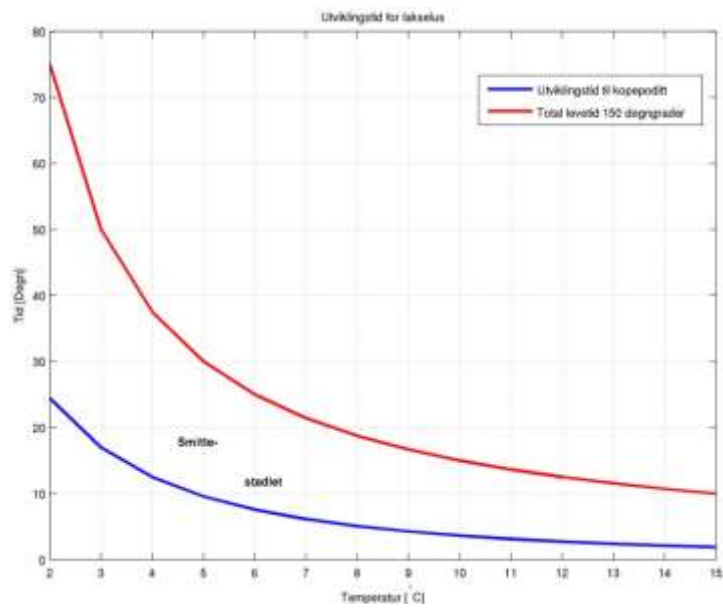
2 Metode og beskrivelse av simuleringer

2.1 Lakselus - partikler

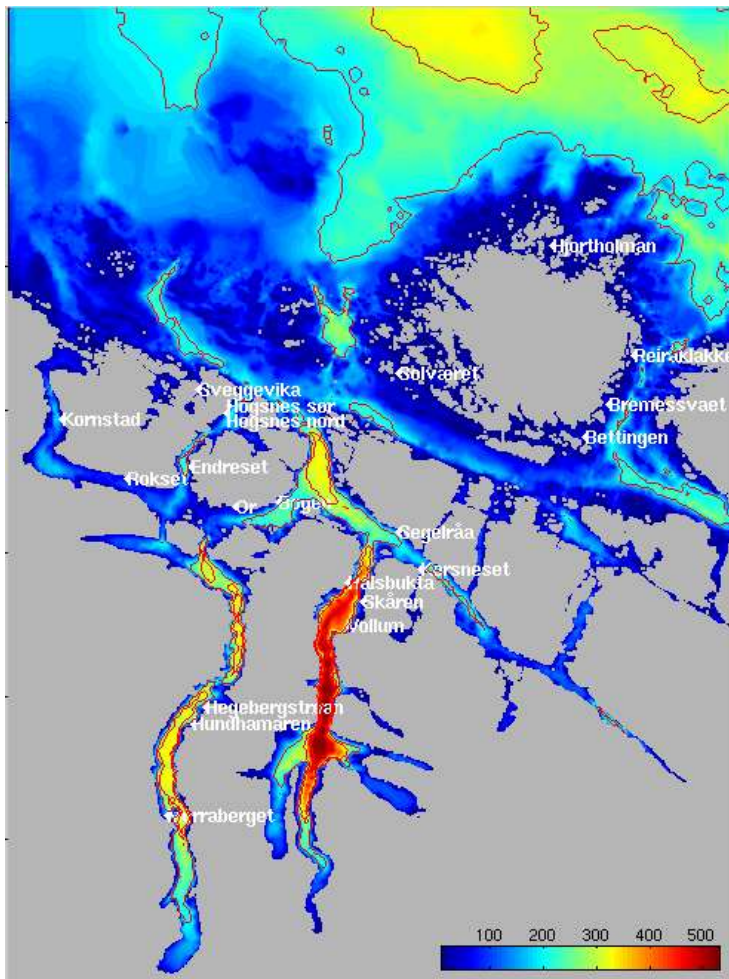
Simuleringer av lus og virus er gjort vha. en partikkelbasert modell koblet til SINMOD. Denne har tidligere vært brukt for å simulere spredning av lus og virus for norskekysten

fra Stad til Malangen i Troms (se www.sinmod.no), og en versjon av denne har vært brukt til å studere drift av torskeegg og larver (Uglem et al., 2012). Modellen er spesifisert til å slippe ut en partikkel hver halvtime for hver lokalitet i området. Annenhver partikkel er virus og lus. Forskjellen på disse er at mens viruspartiklene er helt passive, søker lusepartikkelen en optimal vertikal plassering mht. dybde og saltholdighet. Det gjøres ved at lusen svømmer oppover hvis den kommer dypere enn 10 m og nedover hvis saltholdigheten er mindre enn 25 promille.

Levetiden til lusene i modellen er styrt av temperaturen som vist i figuren under. Johnson & Albright (1991) fant at copepoder hadde en representativ levetid mellom 2 og 8 dager, men maksimalt 17 dager ved 10C. Bravo (2010) fant en utviklingstid av Caligus til copepoditt-stadiet på 103 døgngrader og 165 døgngrader til Chalimus I. Siden det ikke eksisterer eksakt kunnskap om levetid som funksjon av miljøparametre så har vi brukt en total levetid for lus på 150 døgngrader fra klekking til de må ha funnet en vert eller dø. Utviklingstiden i modellen fra klekking til copepoditt er basert på Stien et al., (2005) (den blå kurven i figuren under).



Figur 1. Oversikt over hvordan utviklings- og levetid for lakselus er spesifisert i modellen.



Figur 2.
Modellområdet som er brukt i prosjektet, fargeskalaen viser dyp i meter. 21 oppdrettslokaliteter er her navngitt og har en hvit prikk som angir plassering.

2.2 Simuleringer med koblet modell

Hensikten med simuleringene som blir beskrevet her har vært å studere spredning av utslipp av oppløst, uorganisk nitrogen (DIN = "Dissolved Inorganic Nitrogen") fra de største¹ oppdrettsanleggene på Nordmøre for året 2012. Det er gjort to simuleringer for sommersesongen (mai-september) 2012:

- Simulering 1. En grunnlagssimulering uten utslipp av DIN fra fiskeoppdrett.
- Simulering 2. En simulering med utslipp av DIN fra de 22 anleggene tegnet inn i Figur 2, med fôrforbruk (mai til september) som i tabell 1. Utslipet ble spredd over dypet fra 5 til 15 m.

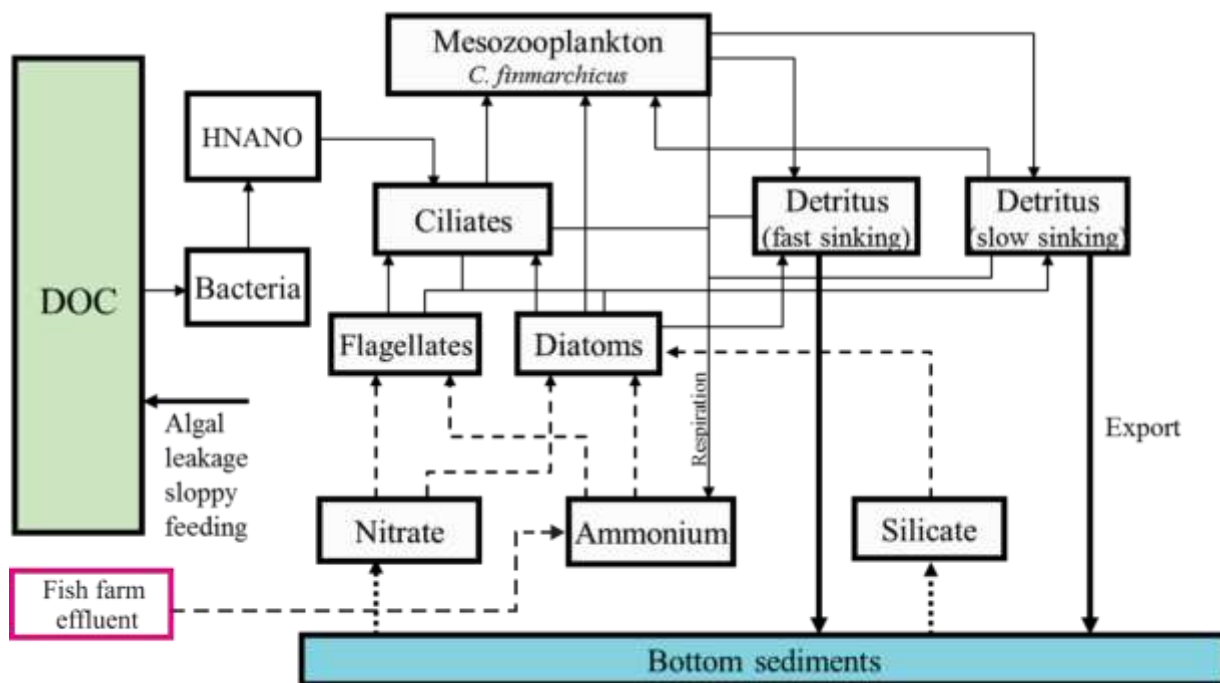
I disse simuleringene er den koblede versjonen av SINMOD brukt. Altså er den hydrodynamiske modellen koblet med en modell for biogeokjemiske prosesser og de lavere trofiske nivå (Figur 3). Begge simuleringene ble startet 1. mai 2012 (simulert tid) med utgangspunkt i en "oppspinningssimulering" som gikk fra 1. januar til 1. mai 2012. Utslippene av DIN i simulering 2 ble startet "brått" (som i fase 1 av prosjektet), slik at man antagelig må betrakte mai som en transientperiode hva angår DIN-konsentrasjonene.

¹ "Størst" i denne sammenhengen betyr de anleggene som hadde størst produksjon, og dermed størst utslipp av DIN, i sommersesongen (mai-september) 2012.

I simulering 2 ble DIN-utslippet fra lakseoppdrett antatt å bestå utelukkende av $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Vi har sett bort fra at en andel av DIN-utslippet (ca 10 %, avhengig av vannets pH-verdi) i virkeligheten vil bli sluppet ut i form av, eller umiddelbart bli omdannet til, $\text{NH}_3\text{-N}$ (kjemisk likevekt). DIN-konsentrasjonen i modellen blir dermed summen av nitrat og ammonium:

$$[\text{DIN}] = [\text{NO}_3^-] + [\text{NH}_4^+]$$

Merk at det blir tatt hensyn til NH_4^+ blir omdannet til NO_3^- med en fast rate. Vi har hovedsakelig sett på dybdeintegrerte verdier (0-10m), siden det er slik DIN-konsentrasjoner vanligvis blir målt og fremstilt. Alle konsentrasjoner oppgis: $\mu\text{g N L}^{-1}$.



Figur 3. Struktur for SINMODs økosystemkomponent. Den grunnleggende benevnelsen som benyttes i økosystemmodellen er mmol N m^{-3} (Wassmann et al. 2006).

I tillegg til DIN har vi forsøkt å nærme oss en beskrivelse av *partikulært, organisk nitrogen* (PON). I resultatene i denne rapporten har vi estimert PON som summen av bidragene fra phytoplankton, ciliater/microzooplankton og hurtigsynkende detritus, altså:

$$[\text{PON}] = [\text{Phyto}] + [\text{Cil}] + [\text{Detritus}].$$

Også her har vi brukt dybdeintegrerte (0-10m) verdier. PON blir brukt fordi denne variabelen fanger opp det umiddelbare opptaket av ammonium (og nitrat) i phytoplanktonet, mens selve *veksten* (primærproduksjonen) ofte kommer senere (Olsen et al. 2014), og da gjerne på et annet sted enn opptaket.

Tabell 1. Beregnede månedlige utslipp av DIN fra 22 anlegg på Nordmøre fra mai til september 2012. Utslippene er beregnet ut fra fôrforbruket ved hjelp av en massebalansemodell (Wang et al. 2012).

Beregnet DIN-utslipp (kg)

Lokalitetsnavn	Lat	Long	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept
Solværet	63.255	7.856933	2082	1331	2272	5897	15726
Endreseth	63.0301	7.71615	58	0	0	0	3
Reiråklakken	63.4502	8.168853	7422	9024	9561	13928	16325
Bremnessvaet	63.3979	8.214317	4320	6970	11102	19015	22455
Brettingen	63.3586	8.23676	0	0	0	0	0
Halsbukta	63.0776	8.143622	599	1609	1609	7741	9800
Korsneset (1+2)	63.1427	8.224933	6590	6745	11239	16209	24661
Seglråa	63.1497	8.12855	1137	2090	4410	7913	10714
Hogsneset	63.0995	7.670333	1069	0	0	0	0
Hjortholmen	63.4577	7.8561	0	0	0	0	50
Skåren	63.0767	8.19315	1460	1771	2890	5279	7319
Bogen	63.0776	7.90345	6955	9454	9202	14816	14193
Honnhammarvik	62.8633	8.157583	906	529	692	252	0
Vullum	63.0489	8.21635	9165	14954	13772	13405	9111
Hogsneset Sør	63.	17.403672	5862	578	0	0	0
Rokset	62.9742	7.64376	0	0	0	0	966
Kornstad	62.9603	7.45015	4902	8378	16827	19307	12503
Vikagjelen	63.0757	7.906067	5297	8576	9190	14857	18129
Hegerbergtrøa	62.8839	8.149917	3688	5085	6457	7326	4368
Or	63.0420	7.849293	3248	3839	3134	869	0
Merraberget	62.7838	8.27825	227	453	705	1120	1473
Sveggvika	63.0873	7.590048	354	739	1179	2691	3931

Tonn mnd⁻¹

65 82 104 151 172

En av de store fordelene ved å bruke modeller som SINMOD er at man kan sammenligne to ulike scenarier for samme lokalitet direkte. Vi kommer til å sammenligne "scenariene" i simulering 1 og 2 direkte ved å se på endringen i konsentrasjoner fra simulering 1 til simulering 2. Vi er altså interesserte i

$$\Delta[\text{DIN}] = [\text{DIN}_{\text{sim2}}] - [\text{DIN}_{\text{sim1}}]$$

og

$$\Delta[\text{PON}] = [\text{PON}_{\text{sim2}}] - [\text{PON}_{\text{sim2}}] - [\text{PON}_{\text{sim1}}].$$

Her betegner [x] konsentrasjonen av et stoff. Vi vil i all hovedsak beskrive resultater for de fire lokalitetene BA1, BA2 (som begge antas å være lite påvirket av lakseoppdrett i liten

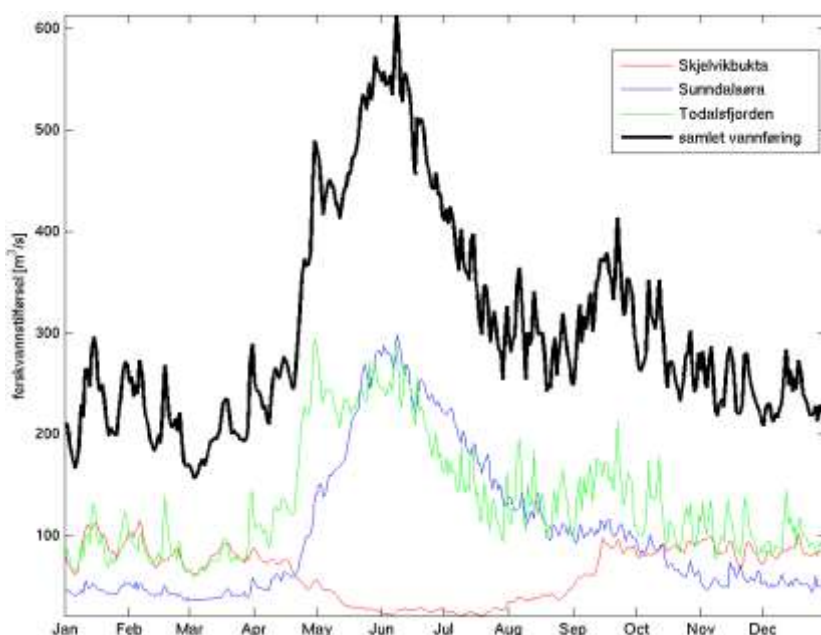
grad), PV1 og PV2 (som antas å være påvirket av lakseoppdrett) som ble benyttet i fase 1 av prosjektet (Knutsen and Broch 2012), samt stasjon "STN" (Figur 13), som later til å være påvirket av lakseoppdrett i enda større grad enn PV1 og PV2.

Vi kommer til å beskrive noen av resultatene fra simuleringene, og går i liten grad inn på *konsekvenser* for det pelagiske (planktoniske) økosystemet. Vi har ikke hatt tilgjengelige måledata for 2012, så vi har ikke noe grunnlag for å validere modellresultatene.

3 Resultater og diskusjon

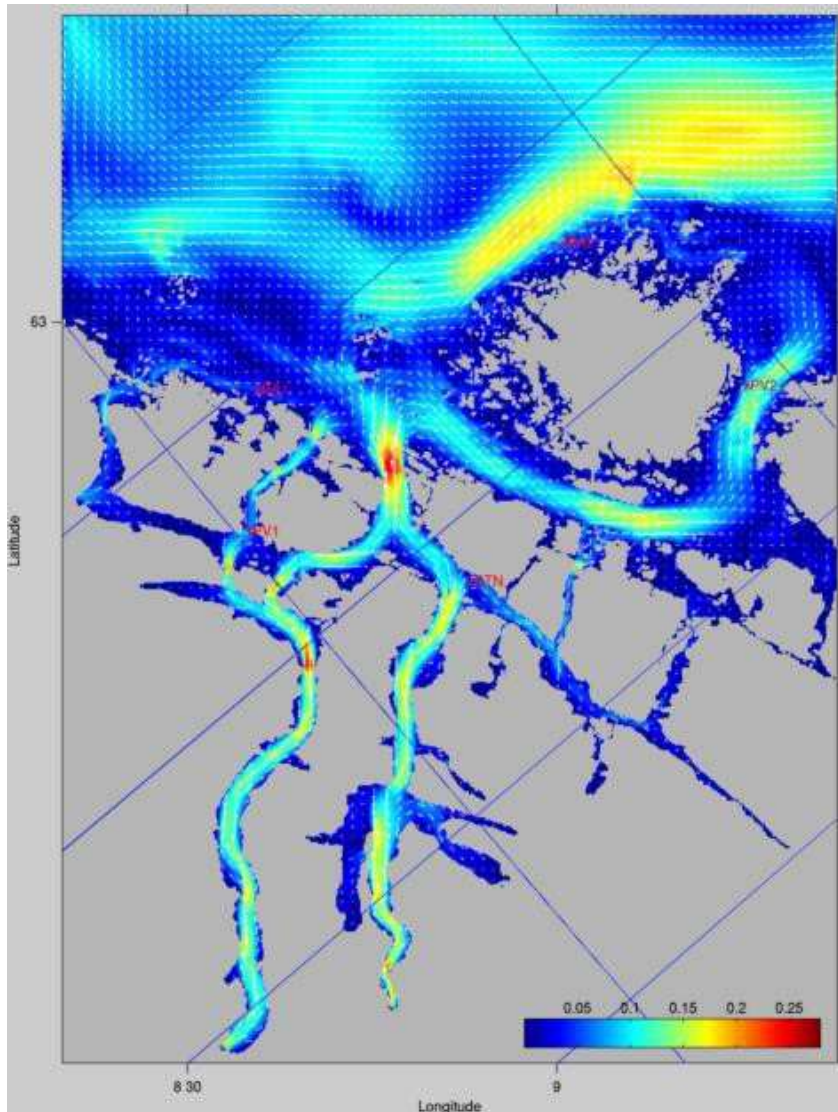
3.1 Simulering av strøm og partikkelbasert spredning

Data for ferskvannstilførsel til modellen kommer fra NVE, og er basert på en estimert tidsserie av vann som renner til sjø. Estimaten er gjort for vassdragsområder eller grupper av slike. Det betyr at vi ikke har mulighet til å få data for alle fjordarmer eller kyststrekk. Dette er helt uproblematisk i modeller med litt grovere oppløsning der en simulerer for landsdeler, men når oppløsningen blir bedre og fokus er på mindre områder slik som i dette prosjektet, så blir det ikke helt optimalt. Figuren under viser vannføring i de tre elvene som er inkludert i dette modelloppsettet. Dataene er klimatologi, og ikke spesifikk for 2012. Flomtoppen er i juni, men det er kraftig avrenning fra og med mai til og med juni.



Figur 4.
Oversikt over tidsseriene for ferskvannstilførsel som er brukt i modellen.

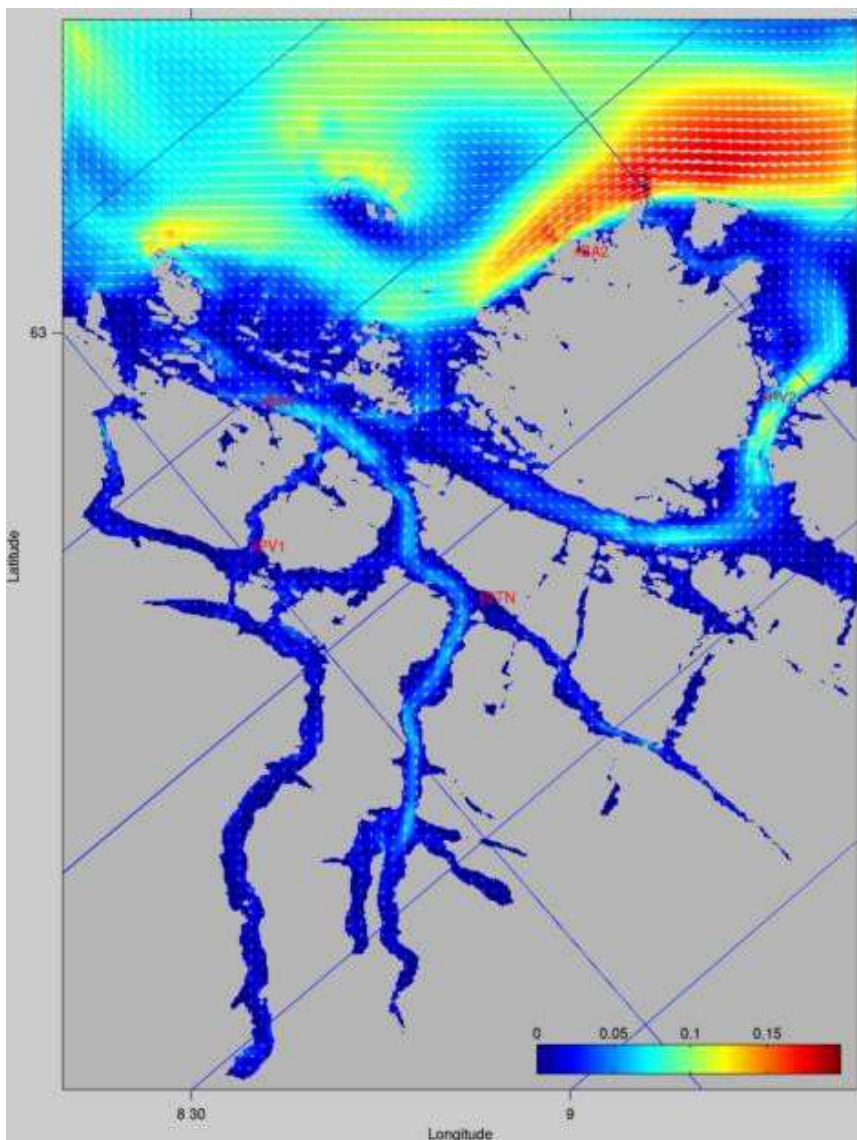
Strømmen i overflaten blir påvirket av ferskvannstilførselen, og vi ser på Figur 5A at det er kraftig strøm ut Todalsfjorden og ut Sunndalsfjorden. Kraftigste overflatestrøm er ut mellom Golma og Skåla, med opp mot 30 cm/s i gjennomsnitt over den 3-måneders perioden som er vist her. Det er også kraftig strøm vest av Smøla og til dels i Trondheimsleia.



Figur 5A. Strømfart og retning i overfaten, midlet over perioden mai-juli. Bakgrunnsfargen representerer strømfarten og pilene angir retning. De 5 prøvestasjonene er markert.

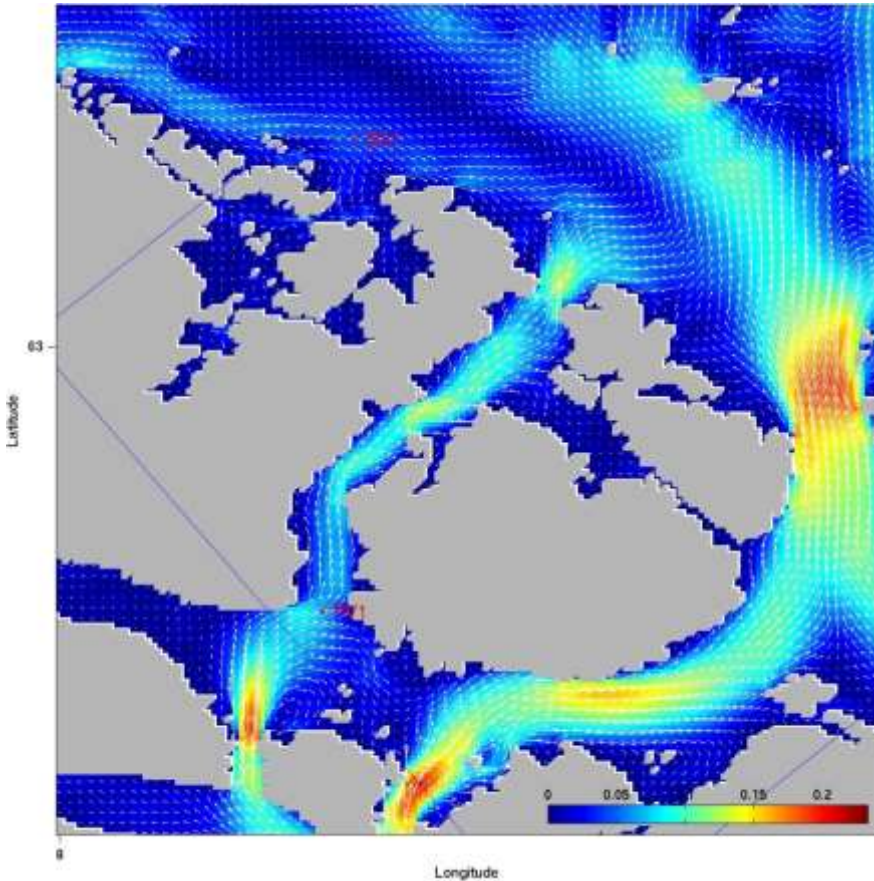
Overflatelaget som strømmer ut av fjordene er i modellen omkring 10 m tykt. I 15 m dyp er strømmen snudd og går innover Sunndalsfjorden og Todalsfjorden for denne perioden. Fra ca 30 m dyp og nedover til ca 100 m går strømmen utover Sunndalsfjorden. Strømmen snur også i Todalsfjorden, men noe dypere.

Det fremgår av modellen at disse to fjordene ikke nødvendigvis har samme strømsituasjon. Det finnes eksempler der sterk strøm i den ene samsvarer med svak strøm i den andre. På kysten er det de samme områdene som har kraftig strøm i begge nivåene som er vist over.

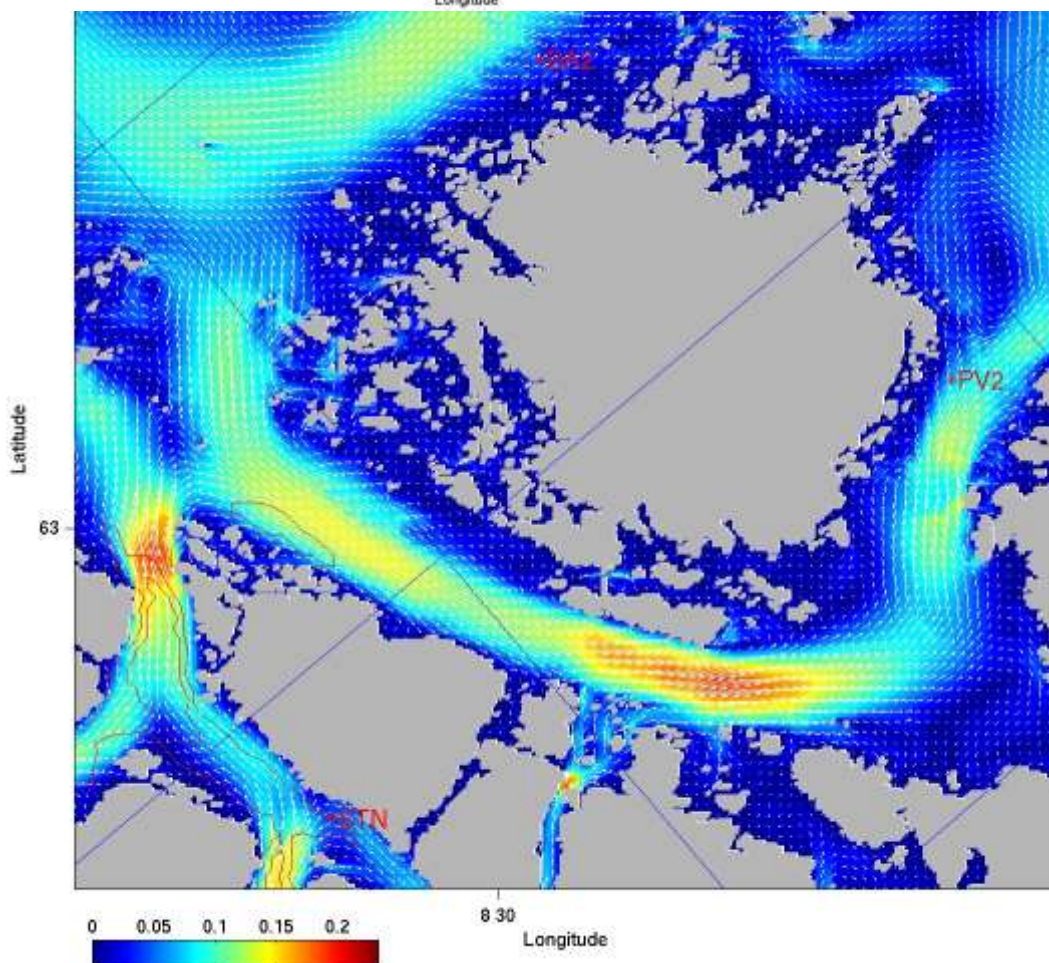


Figur 5B. Strømfart og retning i 20-25 m dyp, midlet over perioden mai - juli. Bakgrunnsfargen representerer strømfarten og pilene angir retning. De 5 prøvestasjonene er markert. Merk at fargeskalaen ikke er lik i 9A og 9B.

Overflatestrømmen som kommer ut fra fjordsystemet bøyer hovedsakelig av mot høyre og går nordover Trondheimsleia, men deler går vestover og rundt Smøla. Dette går klart frem av spredningsplottene av lakselus.



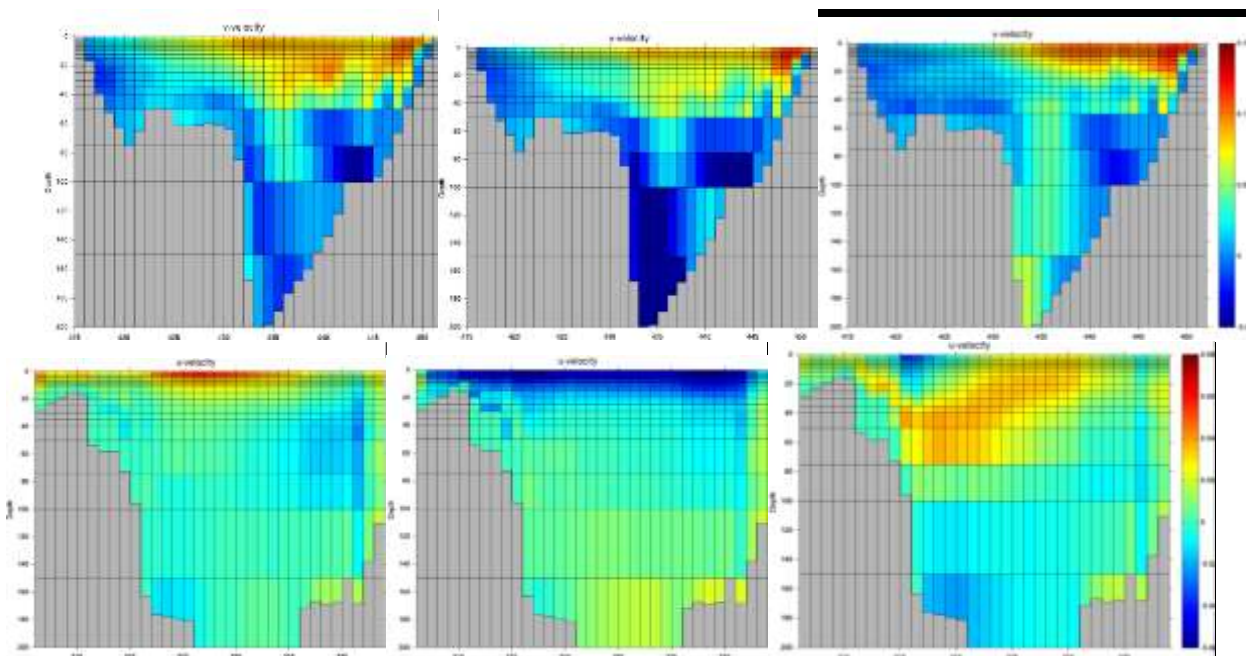
Figur 6A. Detaljer i overflate- strøm for juni-september for område som inkluderer to stasjoner. Pilene viser retning og fargeskalaen i bakgrunnen viser strømfart.



Figur 6B. Detaljer i overflatestrøm for juni – september for område som inkluderer tre av stasjonene. Samme fargeskala som 10A.

Hvis vi ser på vertikalfordeling av strøm som gjennomsnitt over en måned (Figur 7) så ser vi at det kan være ganske kraftige endringer fra en måned til neste. Nord for Smøla ser vi at laget som strømmer utover er 40-60 m tykt de to på forsommeren, og reduseres i juli til omkring 30 m. Hastighetene er opp mot 15 cm/s som et gjennomsnitt over hele perioden. Innimellom vil strømmen være vesentlig kraftigere.

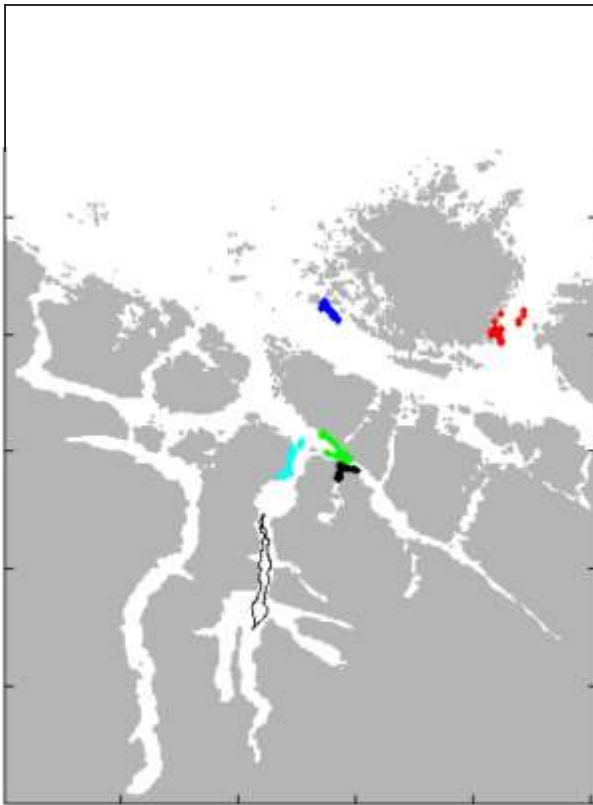
I trondheimsleia ser det ut til å være et tynnere overflatelag for de to første månedene på figuren under, og overflatestrømmen snur fra mai til juni. Sørlig strøm i Trondheimsleia oppstår i blant, og kan skyldes vind eller kraftig utstrømming fra Trondheimsfjorden som virker som en barriere for vann sørfra som skal nordover. Hvis vi ser på Figur 12 ser vi at juni var preget av nordavind. Vinden gir opphav til en strøm 90 grader til høyre for vindretningen integrert over det vinddrevne laget. Dermed virker det sannsynlig at i dette tilfellet den sørlige strømrretningen i skyldes vinden. Måneden etter har vinden dreiet nordvest og blitt svakere i det området, og da går strømmen hovedsakelig nordover i Trondheimsleia mellom Hitra og fastlandet igjen.



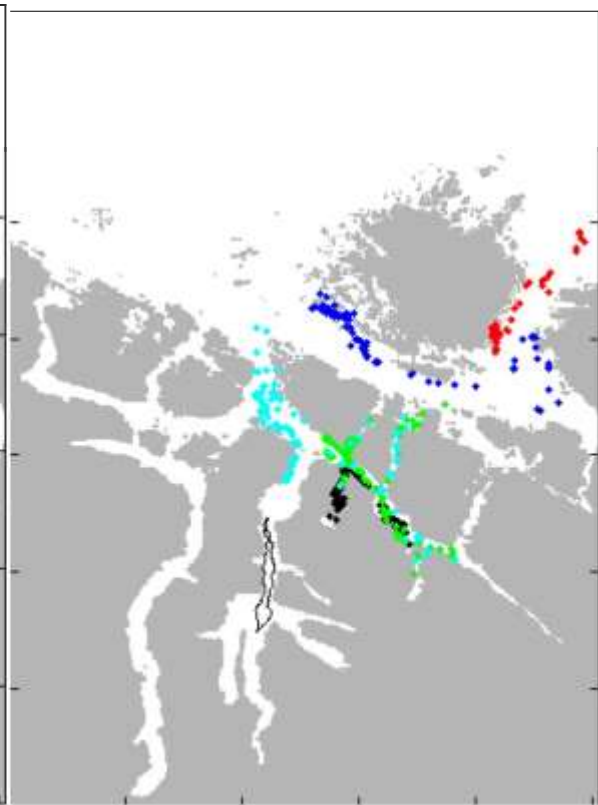
Figur 7. Tverrsnitt av sundene mellom Smøla og Hitra øverst og mellom Hitra og fastlandet nederst. Fargen viser månedlig gjennomsnittelig strøm i m/s. Til venstre vises mai, i midten juni og juli til høyre. Øverst er positive hastigheter ut mot havet og nederst er positive hastigheter nordøstover Trondheimsleia. Fargeskalaene er forskjellig fra øvre rekke til nedre rekke.

Vi har simulert utslipp av partikler fra alle registrerte lokaliteter i modellområdet, 58 totalt. I figurene for å skissere spredning har vi plukket ut fem lokaliteter for å vise hvordan lakselus kan spredes i sjøen. Disse er de samme som ble valgt i første del av prosjektet, for enklere sammenligning. Delfigurene i Figur 8 er basert på utslipp av en lusepartikkel per time, og vi starter 6. mai og ser på utviklingen over 50 døgn. Mange partikler vil transporteres ut av modellområdet (se Figur 10), men de partiklene som blir værende i modellområdet har en maksimal levetid på 30 dager.

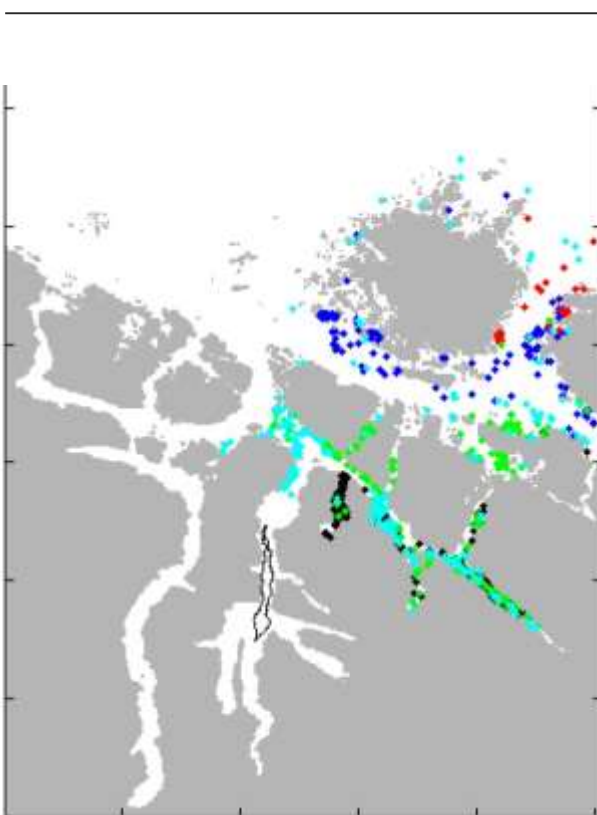
Distribution after 1 days (06.May)



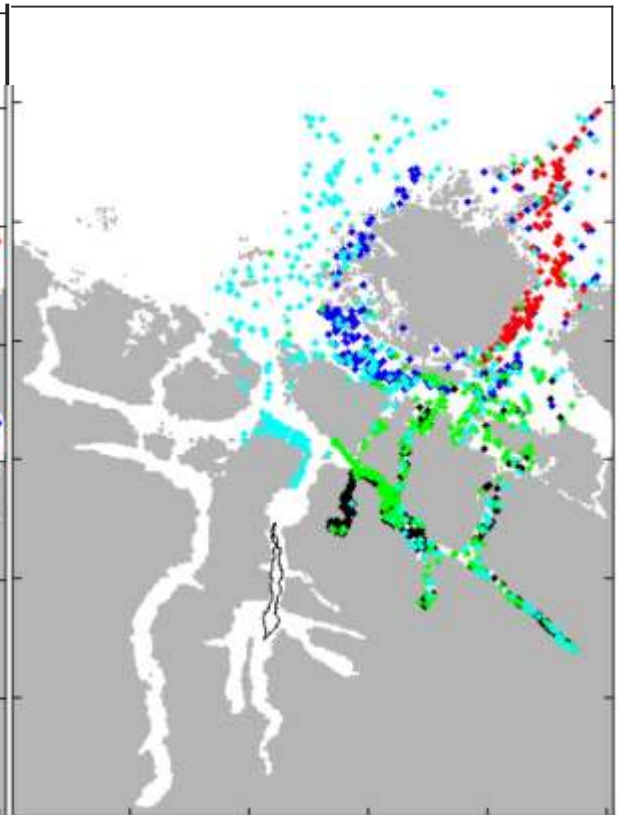
Distribution after 4 days (08.May)

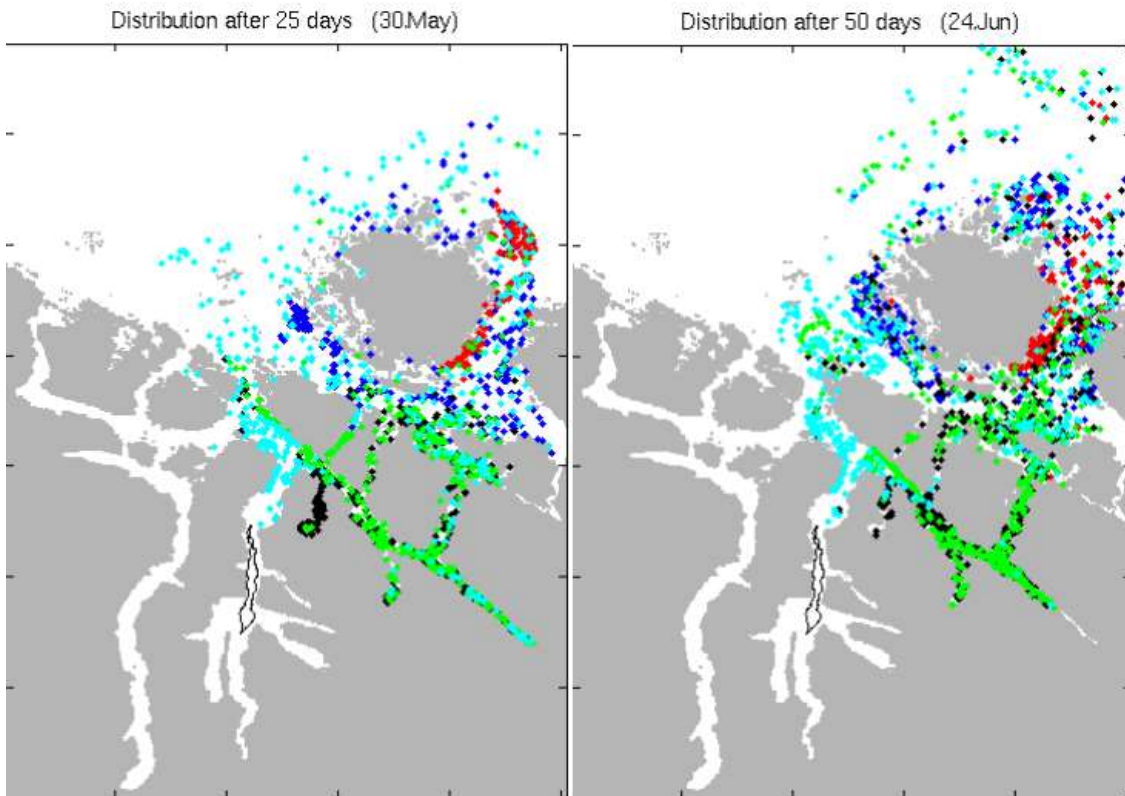


Distribution after 11 days (16.May)

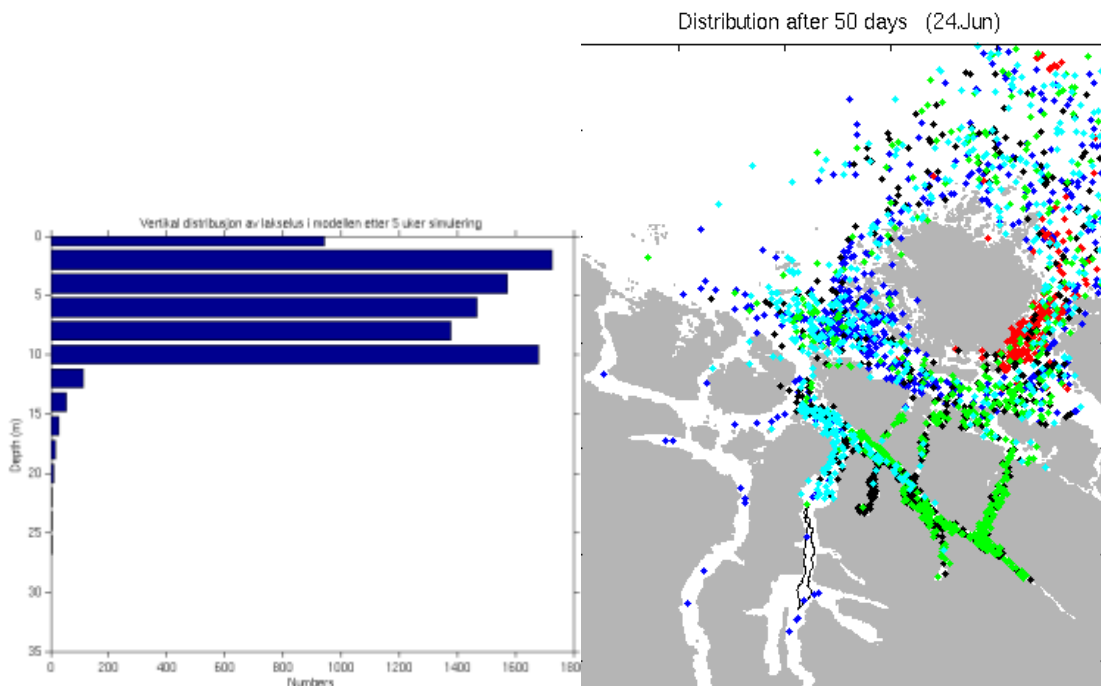


Distribution after 18 days (23.May)

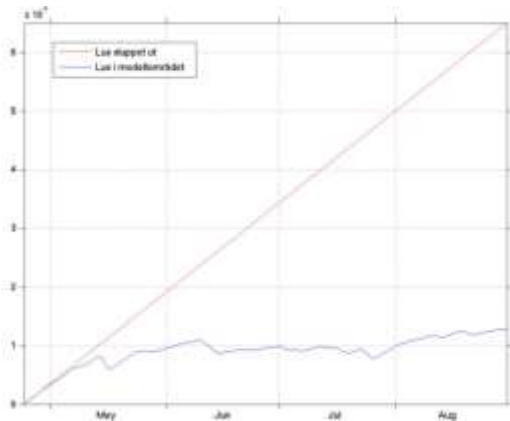




Figur 8. Øyeblikksbilder av spredning av lusepartikler fra fem lokaliteter. Lokalitetene er Solværet (mørkeblå), Bremessvaet (rød), Korsneset (sort), Segelråa (grønn) og Halsbukta (lyseblå). Partikler fra alle dyp er med, og vertikalfordelingen er vist i neste figur.

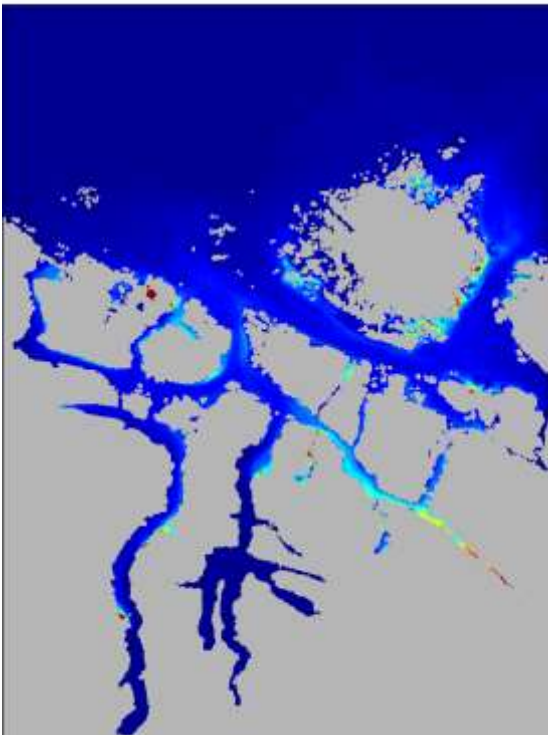


Figur 9. Venstre: Vertikalfordeling av lus i modellen etter 5 ukers simulering. Virus får en mye større vertikal spredning og dermed et litt annerledes spredningsmønster. Til høyre er vist spredning av virus fra de samme lokalitetene som i forrige figur. Spesielt fra Solværet (mørkeblå prikker) er det stor forskjell i spredning.

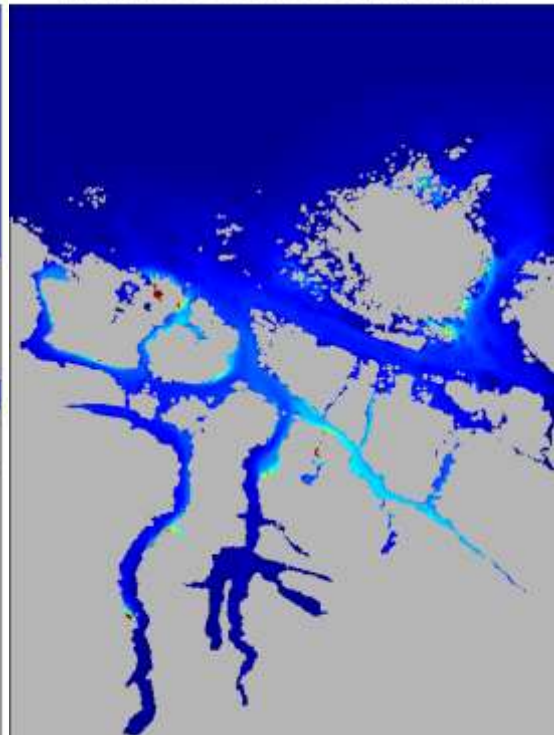


Figur 10. Antall lus i modelområdet som funksjon av tid (blå kurve), og antall lus som er sluppet ut i modellen (rød kurve). Differansen mellom kurvene representerer de lusene som er blitt eksportert ut av modelområdet. . Figuren er basert på utslipp av 1 lus pr time for de 21 lokalitetene som er vist på Figur 2.

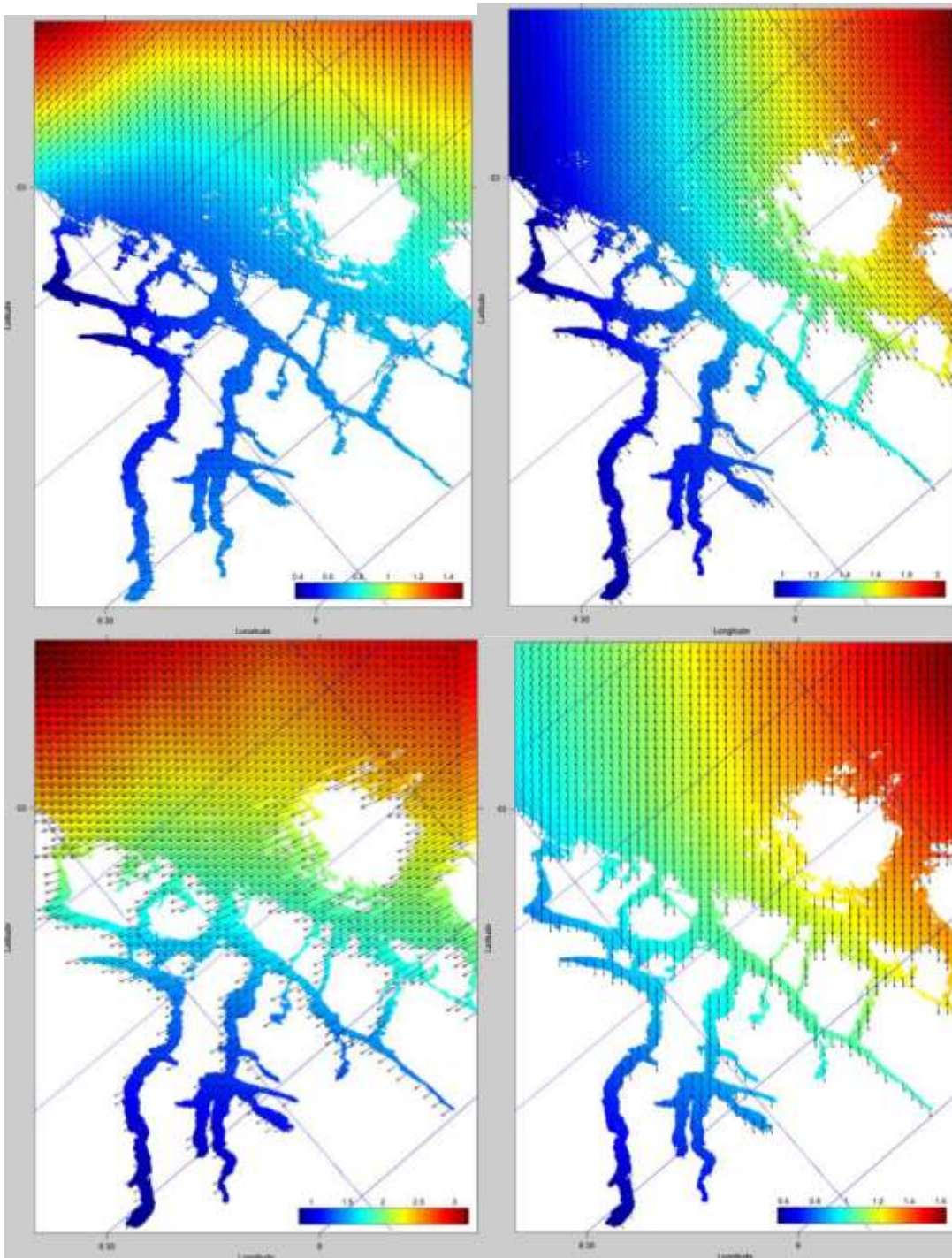
Time intervall: 23.Apr 2012 00:00 - 29.Aug 2012 22:00



Time intervall: 23.Apr 2012 00:00 - 29.Aug 2012 22:00



Figur 11. Relativ belastning for lus til venstre og virus til høyre, basert på utslipp av en partikkel av hver sort hver halvtime fra 21 lokaliteter. Det er litt forskjell mellom belastningene, som skyldes den vertikale adferden til lusen. I modellen blir det en akkumulering i Vinjefjorden, noe som antagelig skyldes både vind og at det ikke er ferskvannstilførsel i den fjorden i modellen. Disse figurene viser antagelig for lite eksponering i Todalsfjorden, siden den har noe av ferskvannet som naturlig drenerer til Vinjefjorden.



Figur 12. Gjennomsnittlig vind i modellområdet per måned. April øverst til venstre, mai øverst til høyre, juni nederst til venstre og juli nederst til høyre. Merk at fargeskalaen, som viser vindstyrken i m/s, er forskjellig. Disse endringene i vindfelt vil naturligvis påvirke overflatestrømmen. Fra januar til mars var vinden i gjennomsnitt fra sørvest.

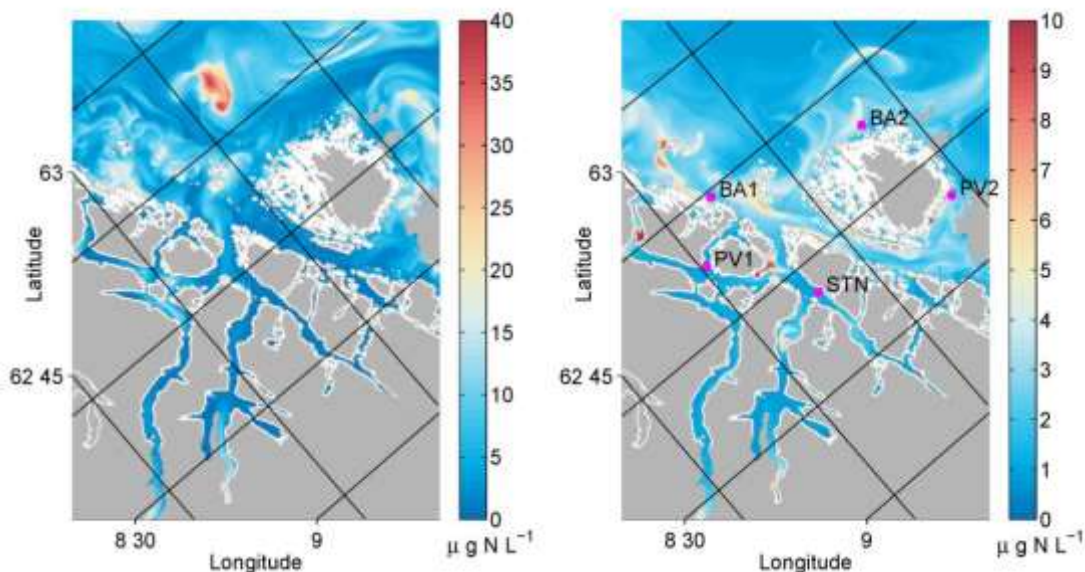
3.2 Simuleringer med økosystemmodellen

En første tilnærming til en beskrivelse av DIN-utslippene og deres potensielle effekter på resipienten (som i dette tilfellet er modellområdet for Nordmøre, Figur 2 og 13) er å beregne det totale utslippet og sammenligne det med vannvolumet i resipienten (Tabell 2). Den gjennomsnittlige (i tid og rom) daglige tilførselsraten av DIN til modellområdet er $0,006 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ dersom vi ser på hele vannvolumet, mens den blir $0,032 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ om vi holder oss til de øverste 30 m av vannsøylen (Tabell 1). Det er mest interessant å se på de øverste 30 m av vannsøylen siden den fotske sonen i kystnære farvann om sommeren sjelden går dypere enn rundt 30-50 m. Videre går ikke laksemerder dypere enn rundt 30 m, og i simuleringene ble utslippet fordelt over dypet fra 5 til 15 m. En del av DIN-utslippet blir transportert til større dyp, og blir i så fall utilgjengelig for primærproduksjon.

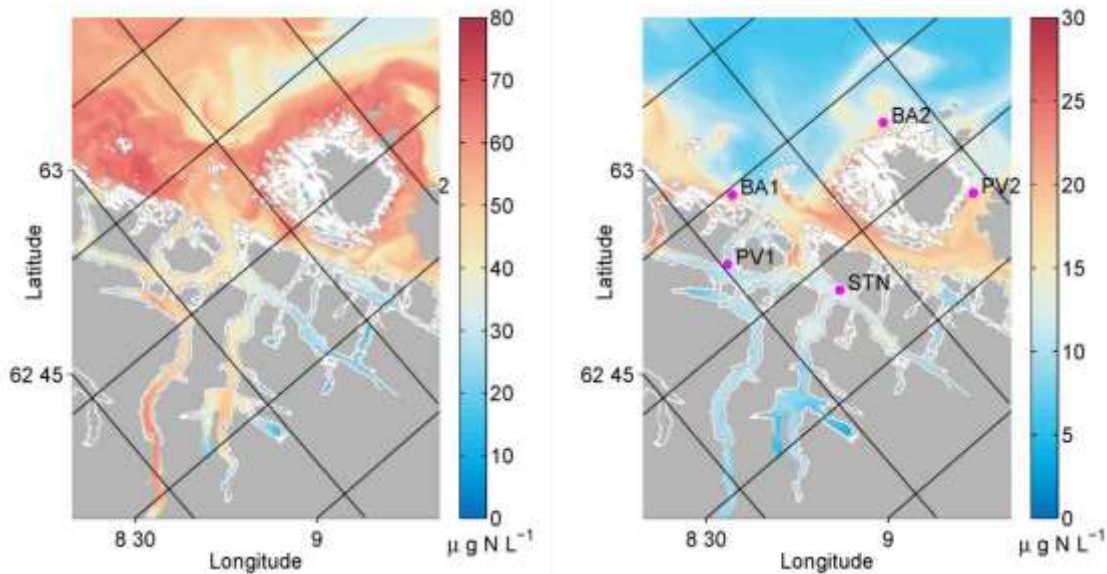
Tabell 2. Data for vannvolum og gjennomsnittlig daglig tilførsel av DIN fra fiskeoppdrett i modellområdet sett under ett.

Totalt vannvolum i modellområdet	Ca. 616 km^3
Totalt vannvolum i modellområdet ned til 30 m dyp	Ca. 117 km^3
Total mengde DIN tilført (mai-september)	547 t N
Gjennomsnittlig total mengde DIN tilført per dag (mai-september)	$3,75 \text{ t N dag}^{-1}$
Gjennomsnittlig mengde DIN tilført per dag per vannvolum (hele vannsøylen)	$0,006 \text{ } \mu\text{g N L}^{-1} \text{ dag}^{-1}$
Gjennomsnittlig mengde DIN tilført per dag per vannvolum (0-30 m)	$0,032 \text{ } \mu\text{g N L}^{-1} \text{ dag}^{-1}$

Figurene 13 og 14 viser oversiktskart over overflatekonsentrasjoner av DIN og PON (hhv) i slutten av mai og august. Vi får et bilde av den romlige variasjonen i DIN og PON-konsentrasjoner. Spesielt ser vi hvordan PON-konsentrasjonene i generelt er høyere i fjordene og nærmest kysten, mens Atlanterhavsvannet som blir blandet inn (Figur 14, venstre) har lavere innhold av PON. Enkelte fjordarmer har lavere konsentrasjoner, som tyder på at den første (eller kanskje også andre) våroppblomstringer er over, og dødt organisk materiale har sunket og blitt transportert nedover til dypere vannmasser.



Figur 13. DIN-konsentrasjoner i overflatelaget for hele modellområdet den 30. mai (til venstre) og den 30. august (til høyre). Dataene er fra simulering 2. Legg merke til rotasjonen av bildene (retning nord er oppover mot høyre). Legg også merke til at fargeskaleringen er forskjellig i de to figurene.



Figur 14. PON-konsentrasjoner i overflatelaget for hele modellområdet den 30. mai (til venstre) og den 30. august (til høyre). Dataene er fra simulering 2. Legg merke til rotasjonen av bildene (retning nord er oppover mot høyre). Legg også merke til at fargeskaleringen er forskjellig.

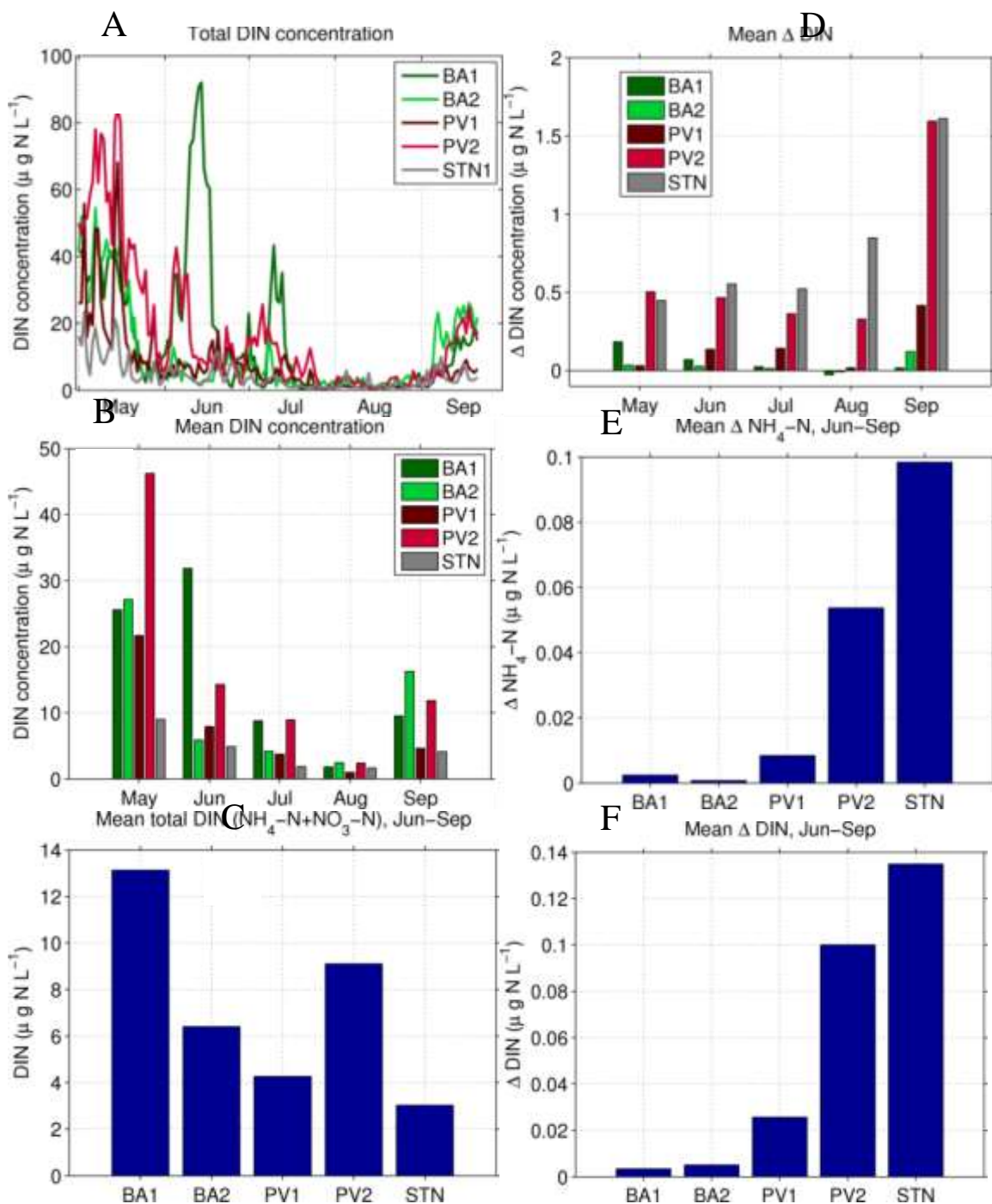
De simulerte gjennomsnittlige DIN-konsentrasjonene ved de fem utvalgte stasjonene BA1, BA2, PV1, PV2 og STN for perioden juni-september var, ordnet etter størrelse, slik:

$$[\text{DIN}_{\text{BA1}}] > [\text{DIN}_{\text{PV2}}] > [\text{DIN}_{\text{BA2}}] > [\text{DIN}_{\text{PV1}}] > [\text{DIN}_{\text{STN}}].$$

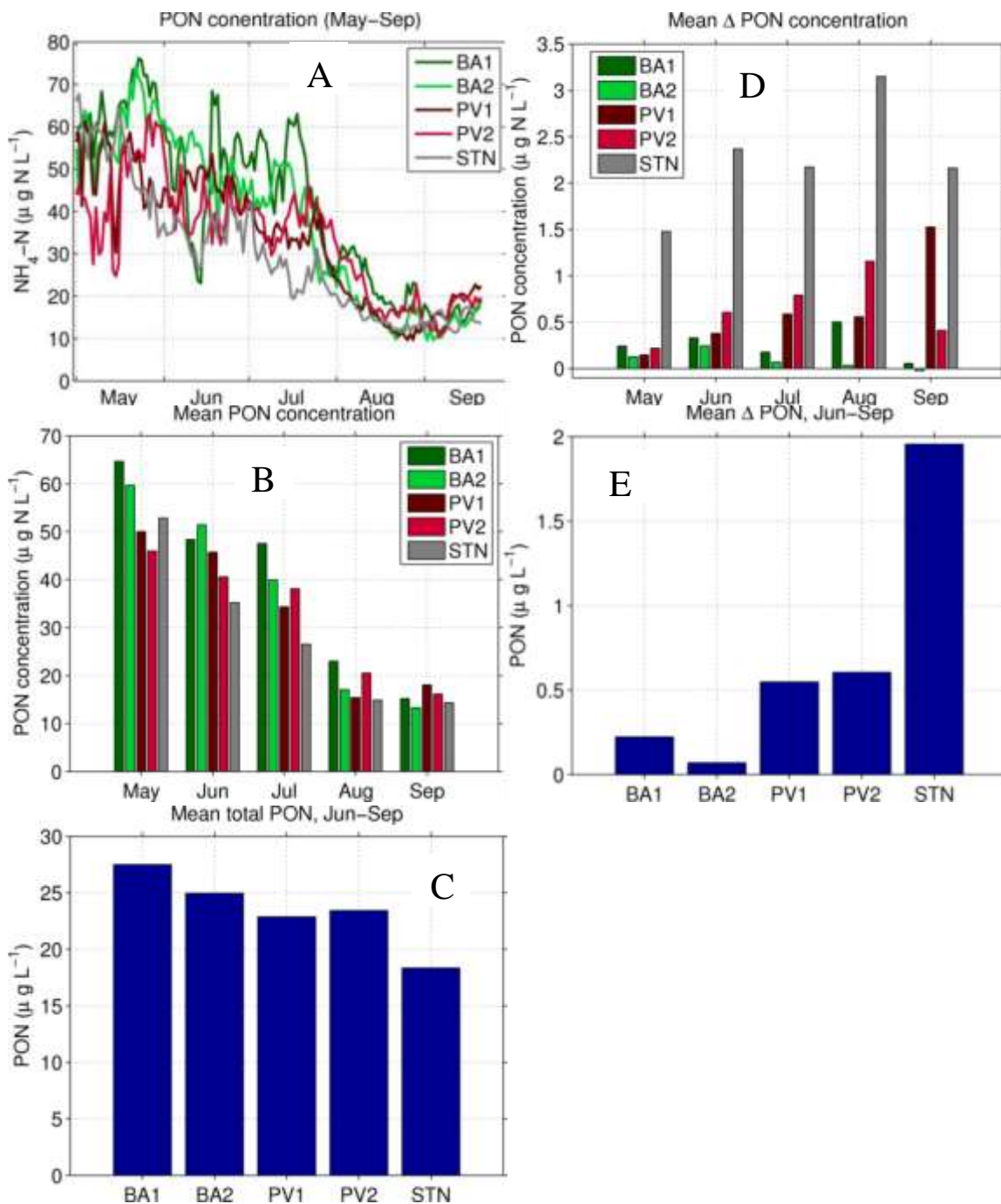
Se Figur 15 C. Ser vi derimot på ΔDIN , får vi følgende ordning (Figur 15 F):

$$\Delta[\text{DIN}_{\text{STN}}] > \Delta[\text{DIN}_{\text{PV2}}] > \Delta[\text{DIN}_{\text{PV1}}] > \Delta[\text{DIN}_{\text{BA2}}] > \Delta[\text{DIN}_{\text{BA1}}].$$

Det er dermed de stasjonene som er antatt å være "mest påvirket" av DIN-utslipp som også ser ut til å være det ut fra simuleringens resultater. Her ligner resultatene for 2012 (denne rapporten) svært mye på resultatene for 2011. For PON-konsentrasjoner er bildet det samme som for DIN (Figur 16). PON-konsentrasjonene er høyest ved stasjonene BA1 og BA2, mens *økningen* i PON-konsentrasjoner fra simulering 1 til simulering 2 er størst ved stasjonene STN, PV1 og PV2. Disse resultatene blir enda tydeligere hvis vi ser på den prosentvise økningen i DIN og PON ved de fem stasjonene fra simulering 1 til simulering 2 (Tabell 3). Spesielt ved STN er det en betydelig økning i PON.



Figur 15. A: Tidsserier (mai til september) for dybdeintegrerte (0-10m) DIN-konsentrasjoner ved de fem stasjonene. Dataene er fra simulering 2 (med utslipp fra lakseoppdrett). **B:** Månedlige middelerverdier for dybdeintegrerte DIN-konsentrasjoner ved de fem stasjonene, fra simulering 2. **C:** Middelerverdier (juni-september) for dybdeintegrert DIN-konsentrasjoner ved de fem stasjonene. **D:** Månedlige gjennomsnittlige differanser i dybdeintegrerte DIN-konsentrasjoner mellom simulering 2 og simulering 1. **E:** Gjennomsnittlige (juni-september) differanser i dybdeintegrerte NH₄⁺-konsentrasjoner mellom simulering 2 og simulering 1. **F:** Gjennomsnittlige (juni-september) differanser i dybdeintegrerte DIN-konsentrasjoner mellom simulering 2 og simulering 1.



Figur 16 A: Tidsserier (mai til september) for dybdeintegrerte (0-10m) PON-konsentrasjoner ved de fem stasjonene. Dataene er fra simulering 2 (med utslipp fra lakseoppdrett). B: Månedlige middelerverdier for dybdeintegrerte PON-konsentrasjoner, fra simulering 2. C: Middelerverdier (juni-september) for dybdeintegrert PON-konsentrasjoner ved de fem stasjonene. D: Månedlige gjennomsnittlige differanser i dybdeintegrerte PON-konsentrasjoner mellom simulering 2 og simulering 1. E: Gjennomsnittlige (juni-september) differanser i dybdeintegrerte PON-konsentrasjoner mellom simulering 2 og simulering 1.

Tabell 3. Prosentvis økning i gjennomsnittlig (juni-september) DIN- og PON-konsentrasjon ved de fem utvalgte stasjonene fra simulering 1 til simulering 2. Tallene er avrundet til nærmest promille.

	BA1	BA2	PV1	PV2	STN
DIN	0	0,1	0,6	1,1	6,1
PON	0,8	0,3	2,5	2,7	11,9

STN har den laveste gjennomsnittlige DIN-konsentrasjonen av de fem stasjonene (Figur 15 A-C), etterfulgt av PV1. Dette er de stasjonene der stratifiseringen av vannet er sterkest (Knutsen and Broch 2012), med et tydelig ferskvannslag på toppen. Dermed er blandingsdypet mindre enn ved de andre stasjonene, og DIN tilført her vil raskere bli tatt opp og omsatt til produksjon enn ved de andre stasjonene. Den absolutte økningen i DIN-konsentrasjoner er større ved STN og PV1 enn de andre stasjonene. Dette forklarer hvorfor 1) DIN-konsentrasjonene er lavere ved disse stasjonene enn de andre (de relative forskjellene i PON-konsentrasjoner er ikke så store som de for DIN-konsentrasjoner) og 2) hvorfor økningen i PON er større her enn ved de andre stasjonene. Dette viser også, mer generelt, hvordan de hydrodynamiske forholdene ved den enkelte målestasjon spiller inn på verdiene av målte biologiske variable.

Fra Figur 15 A ser vi at spesielt stasjonene BA1 og PV2 ser ut til å bli gjenstand for perioder med økte DIN-konsentrasjoner i juni. Slike plutselige og forbigående økninger i næringssaltkonsentrasjoner kan skyldes upwelling av næringsrikt dypvann, og kan være vanskelig å fange opp i måleprogrammer der prøvene ikke tas veldig ofte (f.eks. daglig).

Selv om vi ikke kan validere modellresultatene i denne sammenhengen, klarer vi tydelig å skille BA-stasjonene fra PV-stasjonene (og ikke minst STN-stasjonen) i 2012 som i 2011. Dette er et viktig resultat fordi det innebærer at man kan bruke et modellsystem som SINMOD til å si noe om vekselvirkninger mellom ulike oppdrettslokaliteter og hvordan man kan plassere anleggene i et område for å minimere uønskede effekter.

4 Referanser

- Bravo S. (2010). The reproductive output of sea lice *Caligus rogercresseyi* under controlled conditions. *Exp.Parasitol.*, 125 (2010), pp. 51–54
- Johnson S.C. and L.J. Albright; Development, growth and survival of *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae) under laboratory conditions. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 71 (1991), pp. 425–436.
- Knutsen, Ø. and O. J. Broch. 2012. Modellering av strøm og utslipp av næringssalter, lus og virus i Nordmøre. (Delrapport 3 av Miljødokumentasjon Nordmøre, fase1). MA 12-17.
- Olsen, Y., H. Reinertsen, U. Sommer, and O. Vadstein. 2014. Responses of biological and chemical components in North East Atlantic coastal water to experimental nitrogen and phosphorus addition

- A full scale ecosystem study and its relevance for management. *Science of the Total Environment* **473-474**:262-274.

Uglem I, Knutsen Ø, Kjesbu OS, Hansen ØJ and others (2012) Extent and ecological importance of escape through spawning in sea-cages for Atlantic cod. *Aquacult Environ Interact* 3:33-49.

Wang, X., L. M. Olsen, K. I. Reitan, and Y. Olsen. 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: Environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* **2**:267-283.

Wassmann, P., D. Slagstad, C. W. Riser, and M. Reigstad. 2006. Modelling the ecosystem dynamics of the Barents Sea including the marginal ice zone: II. Carbon flux and interannual variability. *Journal of Marine Systems* **59**:1-24.

Woll, A. (red.) Miljødokumentasjon Nordmøre. Samlerapport -fase 1. MA 12-17. 148 s.



Teknologi for et bedre samfunn

www.sintef.no

Arbeidspakke 3 c) Lakselus

NTNU
Norges teknisk-naturvitenskapelige
universitet

Fakultet for naturvitenskap
og teknologi
Institutt for biologi



Notat

Til: Prosjekt Miljødokumentasjon Nordmøre

Fra: NTNU Biologi

Kopi til:

Gjelder: **Rapport for Arbeidspakke 3: Lakselus – 2012-13**

Saksbehandler: Siv Etter, Øystein Leiknes, Yngvar Olsen

Dato: 24.03.2014

Signatur:

Arkiv:

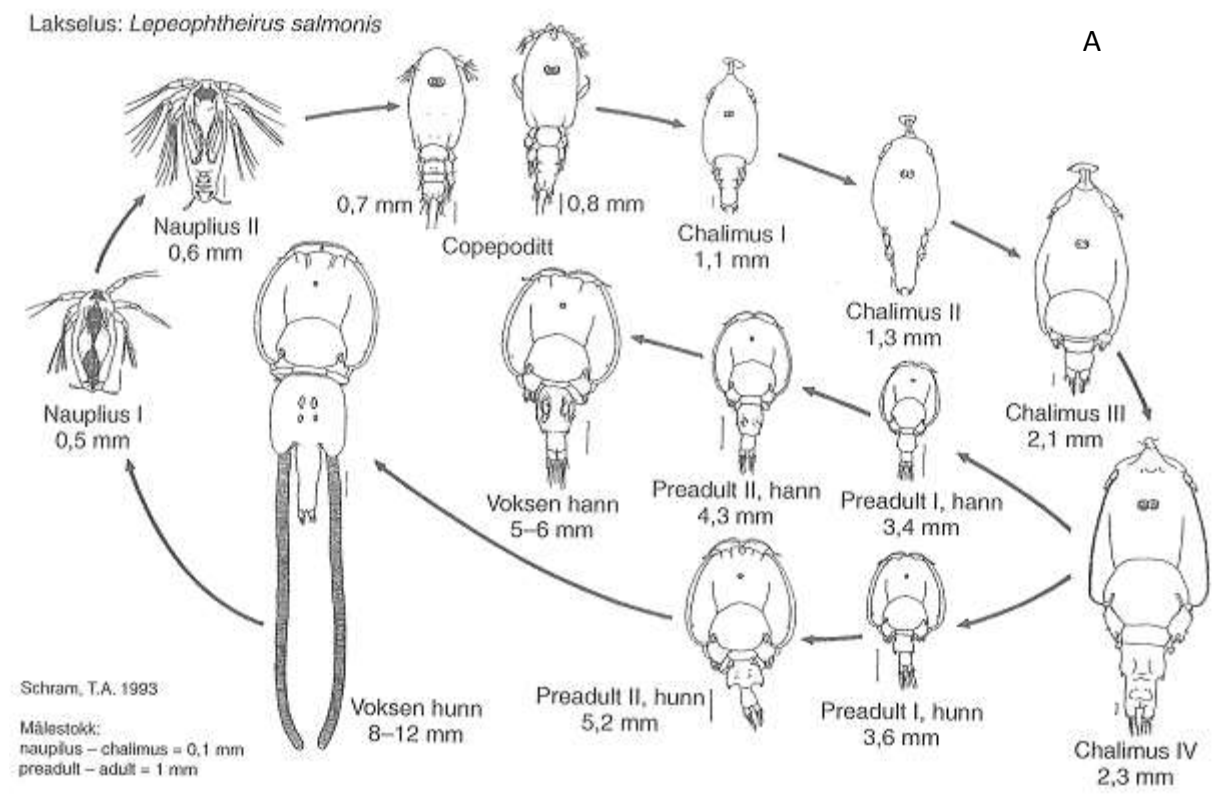
INNHold

INNLEDNING.....	123
METODE	
Program.....	125
Prøvetaking og analyser	125
RESULTAT OG DISKUSJON	126
KONKLUSJONER	128
REFERANSER	129

1 Innledning

Lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) er et lite krepsdyr i gruppen hoppekreps. Den er en parasitt på laksefisk, og lever av slimet, huden og blodet til fisken. Spredning av lakselus skjer hovedsakelig ved at frittsvømmende lakselusnauplier (2 stadier) og copepoditter (1 stadie) driver passivt med vannstrømmene (Figur 1). For å utvikle seg videre til fastsittende stadier må copepodittene finne seg en vert i løpet av 150 døgngader (f. eks 15 dager ved 10 °C) etter klekking (Asplin m.fl. 2011). Lakselus har stor reproduksjonsevne. Hver kjønnsmoden hunn kan i sommersesongen produsere 200-500 egg cirka hver tiende dag. Lakselusnauplier klekker fra eggene som henger i strenger fra hunndyret (Heuch m.fl. 2000).

Høy forekomst av lakselus i oppdrettsanlegg fører til store tap i akvakulturnæringen og et potensielt smittepress på ville bestander av fisk i laksefamilien. Det er et problem som har blitt debattert lenge og intensivt. I 2013 fastsatte Fiskeri- og Kystdepartementet en forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg. Formålet med forskriften var å redusere forekomsten av lakselus slik at skadevirkningene på fisk i akvakulturanlegg og i villlevende bestander av laksefisk minimaliseres, samt redusere og bekjempe resistensutvikling hos lakselus. Av aktørene kreves det ukentlig kontrolltelling av lus samt rapportering til Mattilsynet. Det er også satt en grense på antall lus per fisk som ved overtredelse kan resultere i utslakting (Lovdata.no).





Figur 1: Stadier av lakselus. A: Livssyklusen til lakselus (Schram 1993). Nauplius I og II og Copepoditt er fritt svømmende stadier. B. Lakselusnauplie fotografert i mikroskop (foto: Siv A. Etter)

Det er tid- og ressurskrevende å undersøke smittepress på ville bestander av fisk i laksefamilien. Undersøkelsene blir hovedsakelig gjennomført ved telling av lus i merd, bruk av utplasserte bur med laksefisk, tråling og ved ruse- og garnfangst av smolt og voksne individer av laksefisk. Ifølge rapporten fra Havforskningsinstituttet Nr.8- 2011 (Bjørn m.fl. 2011) er det sannsynlig at den reelle infeksjonsbelastningen underestimeres systematisk ved bruk av disse metodene.

Prosjektets definerte mål var:

Å kvantifisere antallet planktoniske larver av lakselus i de øvre vannmassene (0-15 m) på forsøksstasjonene i Nordmøre-regionen og i umiddelbar nærhet til oppdrettsanlegg.

I Arbeidspakke 4 er sannsynligheten for overføring av lus fra en lokalitet til alle andre lokaliteter i området blitt vurdert ved anvendelse av strømningsmodell.

2 Metode

2.2 Program

I Prøvetakingssesongen 2011 ble prøver av dyreplankton, som inkluderte luselarver, tatt på de faste prøvestasjonene (se næringssalter, AP2), til sammen 4 prøver per prøvedag (ca. 20 dager) (Tabell 1).

Tabell 1. Prøvestasjoner i undersøkelsen. Prøvetakingen som var planlagt til Stasjon PV1 i 2012 ble gjort ved Stasjon PV3 fordi det store oppdrettsanlegget nær PV1 ble brakklagt denne sesongen. Det ble ikke mottatt luse-prøver for PV2 i 2013.

Stasjon	Akronym	Posisjon	År
Raudeggflua	BA1	63,1037, 7,5271	2011
Skjerjebåan	BA2	63,4158, 7,7009	2011
Bremsnesfjorden	PV1	63,0111, 7,7430	2011
Reiråklakken	PV2	63,4622, 8,1824	2011
Segelråa	PV3	63.1449, 8.1065	2012

Resultatene for 2011 viste svært få individer av planktoniske luselarver på prøvestasjonene. Det ble identifisert ei lakselus i hele perioden. I det reviderte arbeidsprogrammet for Arbeidspakke 3 «Lus» i 2012 ble prøvene tatt ut i og i umiddelbar nærhet av et anlegg i oktober da lusetettheten på fisken normalt var på det høyeste. Programmet var som følger:

1. Uttak av håvtrekk (0-15 m) i merd og ved 4 ulike avstander nedstrøms fra merd (ca 20, 40, 80 og 160 m fra merdkant). Dette betyr at i alt 5 prøver ble tatt ut langs gradient 0–160 m fra merden, 2 parallelle uttak i hver posisjon, 2 merder i samme anlegg.
2. Hver prøvetaker tar i tillegg 10 parallelle prøver fra merdkanten (utsiden, ca 1 meter fra merd), nedstrøms for merd med lakselus.

Prøvene skulle tas ut i løpet av oktober 2012, helst fra anlegg med relativt høye lusetall. Prøvetakerne skulle selv vurdere hensiktsmessige oppdrettsanlegg for undersøkelsene. Det ble ansett som en fordel om disse lå i nærheten av PV-stasjonene, men dette ble ikke satt som betingelse. Strømretning og posisjoner for prøveuttak ble bestemt av prøvetaker basert på forholdene på lokaliteten. Det var svært viktig at prøvene ble tatt nedstrøms.

Det var forutsatt at begge prøvetakerne skulle gjennomføre prøvetaking nær anlegg i 2012/2013. Det ble imidlertid ikke mottatt prøver for PV2 området høsten 2013.

2.3 Prøvetaking og Analyse

Prøvene tas som kvantitative håvtrekk (maskevidde 200 µm, åpningsdiameter 0,5 m) fra 15 meter dyp til overflaten (15-0m). De to parallelle trekkene slås sammen til en prøve. Prøvene konsentreres og overføres til firkantflaske og fikseres i bufret formalin (20 g natriumtetraborat pr L formalin).

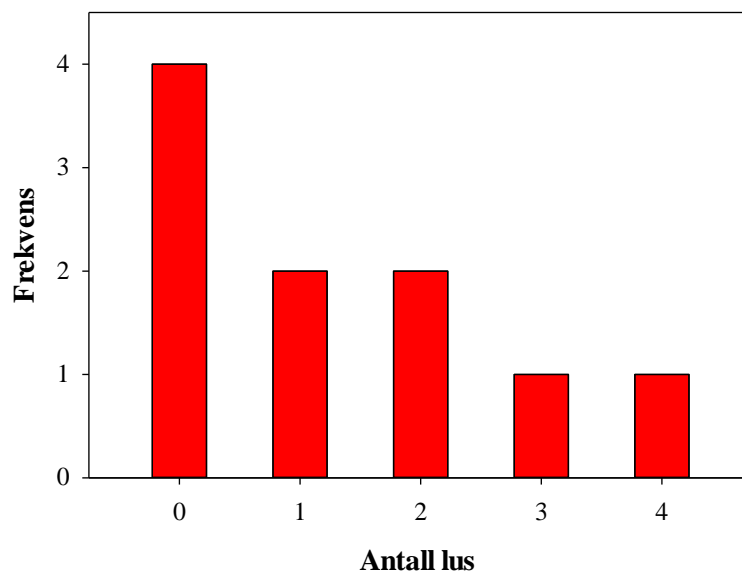
På laboratoriet ble prøvene filtrert gjennom 500 µm filterduk. Partiklene som lå igjen på filteret (>500 µm) ble grundig skylt med filtrert sjøvann (GFC-filtrert) og konserverert i etanol (96 %). Filtratet ble filtrert igjen gjennom 70 µm og partiklene på filterduken ble skylt grundig med filtrert sjøvann og overført til begerglass. Prøven ble fortynnet til 20, 40 eller 60 ml og minst 1/3 av prøven ble grundig gjennomgått og talt i mikroskop (Leica Stereolupe). Funn av frittsvømmende stadier av lakselus ble fotografert og notert. Etter gjennomgangen ble prøven filtrert gjennom 70 µm filterduk og partiklene som lå igjen på filterduken ble konserverert i etanol (96 %).

3. Resultater og diskusjon

For 2011 sesongen ble alle prøvene fra prøvestasjonene (PV1 og PV2) gjennomgått og bare en lakselus-copepoditt ble funnet. Prøvene fra bakgrunn-stasjonene (BA1 og BA2) ble mer sporadisk gjennomgått og det ble ikke funnet nauplier eller copepoditter av lakselus.

Prøvene fra 2012 sesongen inneholdt mye biologisk materiale. Hovedsakelig besto materialet av ulike calanoide copepoder, blåskjell- og rurlarver og mange uidentifiserbare organiske partikler. På grunn av svært tette prøver ble bare en gitt størrelsesfraksjon analysert. De calanoide copepodene, voksne, copepoditter og nauplier var i samme størrelsesorden som lakselus-nauplier (0,5–0,6 mm) og copepoditter (0,7–0,8 mm, Schram 1993). Noen få prøver ble gjennomgått uten å filtrere vekk materialet større enn 500 mikrometer. Det ble ikke funnet høyre antall lakselus-nauplier i dette materialet.

Resultatene av gjentatte prøveuttak tatt fra merdkanten ved Sandholmane, 1 meter nedstrøms for merd med lakselus, er vist i Figur 1. Verdiene viser en ganske normal spredning med så lave tall, 4 av ti håvtrekk inneholdt ingen larver. Den midlere tettheten av luselarver ved Sandholmane, utelukkende nauplii stadier, var $13,4 \pm 4,7$ (middel \pm SE) og 95 % CI for middelverdien var 10,6. I prøvene fra Vullum ble det ikke funnet luselarver.

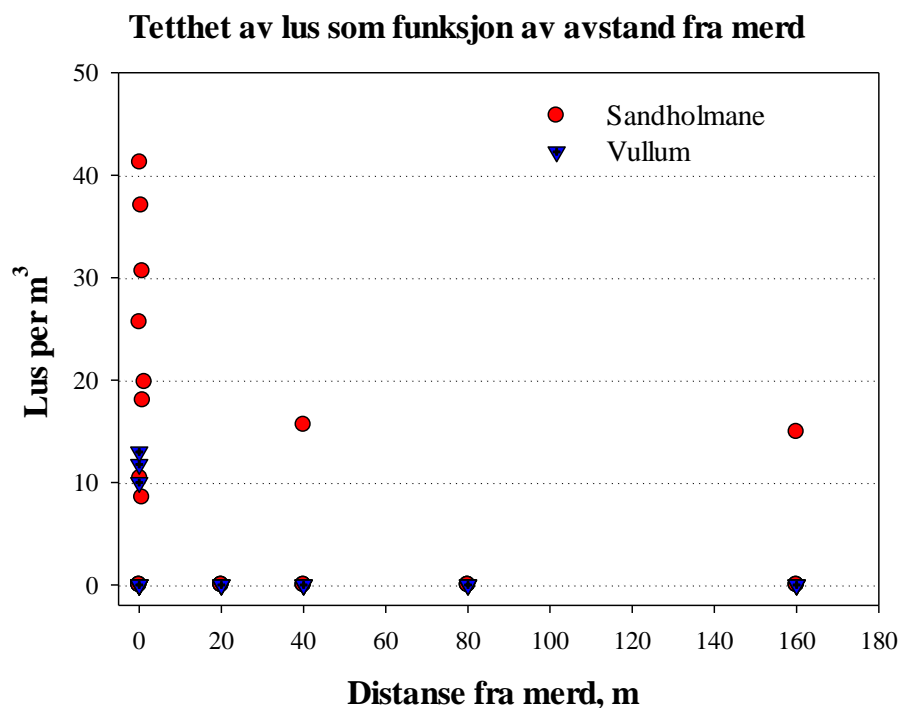


Figur 1. Frekvensen av luselarver, utelukkende nauplier, funnet ved 10 gjentatte uttak med metoden som ble anvendt.

Det ble hovedsakelig funnet lakselus-nauplier stadium 1 i alle prøvene tatt oktober 2012, og mange prøver inneholdt ingen individer. Størst horisontal spredning ble funnet i prøvene som ble tatt retning nord ved Sandholmane, i merd og 40 m og 160 m fra anlegget. Høyeste tetthet av lakselus-nauplier ble funnet i prøvene som ble tatt nedstrøms for merd, mens det foregikk spyling av not (ca 40 nauplier per m^{-3} , Figur 2).

I det reviderte programmet for AP 3 står følgende: «En påvisning av lakseluslarver i og i den umiddelbare nærheten av anlegg med lakselus vil vise at metoden som er anvendt for prøveuttak virker etter hensikten. En slik verifisering styrker og aktualiserer tidsserien for stasjonene fra 2011 som viste ingen eller svært lave antall av lakseluslarver i vannmassene 0 til 15 meter dyp. Tettheten som ble funnet kan sees på som troverdige og kan være et viktig resultat for forvaltningen og næringen.

Det kan nevnes at noe materiale kan ha gått tapt gjennom filtreringsprosessen, dette fordi prøvene var svært tette. Dette kan ha resultert i en underestimering av antall lus. Nauplier av lakselus fiksert på formalin er imidlertid forholdsvis enkle å identifisere og skille fra andre copepoder i prøvene. De har en karakteristisk mørk farge og krøller seg ikke sammen som andre nauplier av calanoide copepoder fordi de mangler segmentering.



Figur 2: Antall lakselus-nauplier per m^{-3} funnet i prøver tatt nedstrøms for merd.

En hovedutfordring ved analyse av håvtrekk er at det er svært få frittsvømmende lakselus i forhold til annet dyreplankton. Lakselusene må identifiseres i stereolupe for å skille disse fra annet dyreplankton og dette gjør identifiseringsarbeidet tidkrevende. Samtidig er det få andre metoder som gjør bestemmelse av tettheter i vannmassene mulig. De håvtrekkene

som er analysert inneholdt alle individene av dyreplankton $>200 \mu\text{m}$ i totalt $5,9 \text{ m}^3$ sjøvann som var volumet av håvtrekkene.

Med mulige feilkilder vurdert for tellingen er det klart at det i 2012 ble funnet svært lave tettheter av frittstående lakselus selv svært nær merder med angrep av lakselus og at bare ett individ ble funnet i prøver tatt på prøvestasjonene som var plassert nær større oppdrettsanlegg i 2011 (PV 1 og PV 2).

4. Konklusjoner

Overvåkning av spredning av frittstående stadier av lakselus ved bruk av håvtrekk kan brukes som metode for å påvise tetthet og spredning av lus fra oppdrettsanlegg med høye tettheter av voksne lakselus. Naturlig fortykning som følge av strømforhold gjør at tettheten av lakselus minker raskt allerede noen titalls meter unna merden.

Tettheten av lakselus funnet på 0-15m dyp ved upåvirkede (BA1 og BA2) og ved påvirkede stasjoner (PV1 og PV2) var tilnærmet null. For å kunne påvise individer og spredning må man derfor eventuelt bruke større håv og ta flere gjentatte håvtrekk for å få filtrert et langt større vannvolum. Dette er lite hensiktsmessig, fordi det ville tatt uforholdsmessig mye tid og ressurser for å analysere prøvene samtidig som at resultatene ikke ville brakt mye nytt, fordi tetthetene uansett ville være svært lave.

Resultatene tyder på at det selv i områder med betydelig oppdrettsaktivitet var knapt målbare tettheter av frittstående lakselus, og tettheten avtok raskt allerede noen timer fra merden. Tettheten var høyest, ca $40 \text{ individer m}^{-3}$, rett etter vasking av merdene, og dette tilsier at de frittstående stadiene er assosiert med de fastsittende organismene som vokser på merdene.

Tettheten av frittstående lakselus var nesten alltid meget lav, og det er et grunnlagt spørsmål hvordan de frittstående stadiene av lakselus kan finne og feste seg til en vertsorganisme om denne ikke er oppdrettslaks i nærmiljøet; i merden der lusenauplien klekkes. Selve mekanismene for hvordan spredning til ville bestander eller til andre oppdrettsanlegg kan skje er svært uklare.

5. Referanser

- Asplin L., Boxaspen K.K. & Sandvik A.D. 2011. "Modeling the distribution and abundance of planktonic larval stages of *Lepeophtheirus salmonis* in Norway", i *Salmon Lice: An Integrated Approach to Understanding Parasite Abundance and Distribution* (eds S. Jones & R. Beamish). Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Bjørn P.A., Finstad B., Asplin L., Skilbrei O., Nilsen R., Llinares S.R.M. & Boxaspen, K.K. 2011. Metodeutvikling for overvåkning og telling av lakselus på viltlevende laksefisk. Rapport fra Havforskningen nr. 8. 58 s.
- Heuch, P.A., Nordhagen J.R. & Schram T.A. 2000. Egg production in the salmon louse [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer)] in relation to origin and water temperature. *Aqua. Res.* 31: 805-814.
- Schram T.A. 1993, Supplementary descriptions of the developmental stages of *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer, 1837) (Copepoda:Caligidae) In: *Phatogens of Wild and Farmed Fish: Sea Lice* (ed. by G.A. Boxshall & D.Defaye), pp. 30-47. Ellis Horwood, Chichester.
- Taranger, G.L., Svåsand T., Kvamme B.O., Kristiansen T.S., Boxaspen K.K. 2014. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2013. *Fisken og havet*, særnummer 2-14, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Lovdata.no, [Forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg](http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-12-05-1140?q=lakselus*), http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-12-05-1140?q=lakselus*

Delrapport nr. 4

Utvikling av villaks og sjøørretbestander på Nordmøre

Frode Staldvik



Kunnskapssenter for laks og vannmiljø
7801 Namsos

INNHOLD

OPPSUMMERING.....	133
SUMMARY	134
1 INNLEDNING.....	135
2 MATERIALE OG METODE	135
3 RESULTAT	137
3.1 Bestandstilstanden for laks	137
3.1.1 Påvirkningsfaktorer på laksesbestander.....	139
3.2 Bestandstilstanden for sjøørretbestander	140
3.2.1 Påvirkningsfaktorer på sjøørret.....	142
3.3 Gytebestandsmål og råd om beskatning.....	143
3.4 Sjøfiske på Nord-Møre.....	144
3.5 Elvefangst på Nord-Møre	145
3.5.1 Øvre Sæter i Surna.....	145
3.6 Rømt oppdrettslaks	146
3.6.1 Rømt oppdrettslaks i sjø.....	146
3.6.2 Rømt oppdrettslaks i vassdrag	147
3.7 Lakselus.....	147
3.8 Gyrodactylus salaris.....	148
3.9 Vassdragsregulering	148
3.10 Viktige lakse- og sjøørretvassdrag på Nord-Møre.....	149
3.10.1 Batnfjordelva.....	149
3.10.2 Bævra	149
3.10.3 Driva	149
3.10.4 Surna	149
3.10.5 Søya	150
3.10.6 Toåa.....	150
3.10.7 Usma	150
4 DISKUSJON	150
4.1 Rapportert fangst og lakseinnsig	151
4.2 Rømt oppdrettslaks	152
4.3 Lakselus.....	153
4.4 Gyrodactylus salaris.....	153
5 FORSLAG TIL OVERVÅKING	154
5.1 Overvåking av rømt oppdrettslaks	154
5.2 Overvåking av lakselus på viltlevende lakse og sjøørretbestander.....	155
6 KONKLUSJON.....	156
7 REFERANSER.....	157
8 VEDLEGG	160

OPPSUMMERING

Hovedmålet med arbeidspakke fire var fra starten av formulert slik "Få bedre oversikt over utviklingen av villaks- og sjøørretbestandene på Nord-Møre, og hvilke grad oppdrettsnæringen kan ha bidratt til denne utviklingen". Det ble tidlig poengtert at det med bakgrunn i eksisterende statistikk sannsynligvis ikke kunne konkluderes på siste ledd i målformuleringen.

Alle kommunene på Nord-Møre har vassdrag med laks og/eller sjøørret, såkalte anadrome vassdrag. Til sammen finnes det 71 anadrome vassdrag og Direktoratet for Naturforvaltning (DN) har vurdert tilstanden til 67 av bestandene i disse. Det er åpnet for fiske etter laks og sjøørret i 61 vassdrag og i alle 14 med selvreproduserende bestander av laks. Surna og Driva har begge status som nasjonale laksevassdrag. 14 av de anadrome vassdragene har utløp i en av de to nasjonale laksefjordene i regionen.

Møre og Romsdal er det fylket som er hardest rammet av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* og fire vassdrag på Nord-Møre er smittet. Parasitten gir stor ungfiskdødelighet og har redusert den samlede smoltproduksjonen mye i regionen. Parasitten gjør at DN har karakterisert bestandene der som svært dårlig. Fem laksevassdrag i regionen er negativt berørt av vassdragsregulering.

Rømt oppdrettslaks er påvist både i sjøfangster og i vassdrag. Ved en overvåkingsstasjon på ytre kyst består omkring halvparten av fangstene av rømt oppdrettslaks. Observasjoner av mye rømt oppdrettslaks i Driva og Surna gjør at DN har vurdert alle de 14 laksevassdragene i regionen som sårbare og med restandeler av villaks på mellom 50 og 75 %. Vurderingen er gjort på bakgrunn av modeller og er ikke verifisert med genetiske analyser i de ulike vassdragene. Kvalitetssikret overvåking av andel rømt oppdrettslaks og overvåking ved hjelp av genetiske metoder bør settes i gang så raskt som mulig. Slik overvåking kan dokumentere om rømt oppdrettslaks reduserer lakseproduksjonen i vassdragene i regionen.

Det mangler systematiske lakselusundersøkelser i regionen. Resultater fra mindre undersøkelser i Sunndalsfjorden i 2008 og 2009 antydte imidlertid at infeksjonene i 2008 var på et slikt nivå at både individ og populasjoner kunne påvirkes negativt. I den nasjonale lakselusovervåkingen i 2011 ble det konkludert med at laksesmolten, i det minste den tidligvandrende, sannsynligvis unnslett smittepulser av lakselus. Rapporterte sjøørretfangster fra regionen var seks ganger høyere i toppåret 2000 enn i 2011. Dette synes å være en sterkere tilbakegang enn andre regioner. Lakselusmitte er foreslått som en negativ påvirkningsfaktor og bør overvåkes.

Vi anbefaler at ny overvåking gjennomføres i tråd med Taranger med flere (2012) sine nylig fremlagte forslag til førstegenerasjons målemetoder for miljøeffekt (miljøindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefiskebestander. Der foreslås det metoder for "varslingsindikatorer" og "verifiseringsindikatorer" for både genetiske påvirkning og effekter av lakselus på anadrome laksebestander.

SUMMARY

The principal aim of work package four was initially defined as follows: to obtain a better understanding of the development of wild salmon and sea trout stocks in Nord-Møre county and to assess the impact of fish farming on this development. We emphasized from the start – based on available statistics – that the probability of being able to draw firm inferences on the latter issue was limited. All municipalities in the Nord-Møre area support waterways with salmon and/or sea trout stocks, designated as *anadromous waterways*. The Directorate of Nature Management (DN) has assessed the situation for 67 of totally 71 anadromous waterways. Fishing for sea trout and salmon has been permitted in the Surna and Driva rivers, both of which are defined as national salmon waterways. 14 of the *anadromous waterways* discharge into the 2 national salmon fjords in the region.

Møre og Romsdal is the Norwegian county that is most severely affected by the salmon parasite *Gyrodactylus salaris*. 4 waterways in Nord-Møre are infected. The parasite affects the recruitment of juveniles and smolts and has deteriorated the situation for the salmon stocks in the region to a level characterized by DN as very poor. 5 anadromous waterways have been affected by hydroelectric power plant development which in turn has had a negative impact on smolt production and salmon fishing, and on sea trout stocks.

Salmon farm escapees have been found in sea and river fisheries. Over half of the salmon in one investigated off-shore catchment area were escaped farmed salmon. The high incidence of fish farm escapees in the Driva and Surna rivers has led DN to categorise all 14 anadromous waterways in the region as vulnerable with wild salmon comprising between 50 and 75% of the populations. These assessments are based on models and have not been verified by genetic analyses. Quantification of farmed salmon interference based on valid genetic methods should be implemented as soon as possible. Such surveillance may help to illuminate the impact of fish farm escapees on salmon production in the rivers in the region.

Systematic salmon louse monitoring has not been performed in this region. Results from limited surveys in the Sunndalsfjorden fjord in 2008 and 2009 indicate that salmon lice exert a negative impact both on individual fish and on fish populations. The national salmon louse survey conducted in 2011 concluded that at least the early smolt runs probably avoided high infective pressure pulses of sea lice. Reported sea trout catches for the region were six times higher in the peak year of 2000 compared to in 2011, thus giving reason for concern. A similar pattern has been seen in larger areas of western and central Norway, but appears to be more pronounced in Nord-Møre. Salmon louse infections are viewed as potentially detrimental and should be assessed more comprehensively.

We propose that first generation environmental impact parameter surveys are implemented according to Taranger et al. (2012) with focus on genetic influences of fish farm escapees on wild salmon stocks and effects of salmon louse infections on wild salmonid populations. This approach includes both *alarm indicators* and *verification parameters* for both genetic impact assessments and effects of salmon louse infections on anadromous salmon populations.

1 Innledning

I FHL Midtnorsk Havbrukslag sin prosjektbeskrivelse datert 31. august 2010 er mål for arbeidspakke 4 formulert slik **”Få bedre oversikt over utviklingen av villaks- og sjøørretbestandene på Nord-Møre, og hvilke grad oppdrettsnæringen kan ha bidratt til denne utviklingen”**. Det går videre fram at grunnlag for vurderinger vil være eksisterende innsamlet statistikk relatert til villaks. Ingen nye feltundersøkelser skal gjøres. På denne bakgrunn poengterte administrasjonen i KLV i en tilbakemelding 07.01.11 at vi sannsynligvis ikke kan konkludere på siste ledd i målformuleringen. Vi foreslo derfor samtidig tilleggsmålet ”å foreslå undersøkelser egnet til å kvantifisere påvirkning fra lakseoppdrett”.

Lakseoppdrett kan påvirke villaks- og sjøørretbestandene både ved økologiske interaksjoner, spredning av lakselus, annen sykdomsspredning og for laks også genetiske interaksjoner (jf. for eksempel Jonsson med flere 2006). I arbeidspakke 4 omtales imidlertid kun de to faktorene; rømt oppdrettslaks og lakselus.

Det faglige grunnlaget for å betrakte rømt oppdrettslaks og lakselus som alvorlige trusselfaktorer for villaks og sjøørret tas ikke opp i rapporten. Derimot vektlegges vurderinger og beskrivelser av tilstand og utvikling til lakse- og sjøørretbestandene og viktige menneskeskapte påvirkningsfaktorer.

Rapporten er utarbeidet av administrasjonen i Kunnskapssenter for laks og vannmiljø.

2 Materiale og Metode

Av Nord-Møres elleve kommuner har alle utløp av anadrome vassdrag, kun med unntak av Rindal kommune (figur 1). De ti kommunene er Aure, Averøy, Eide, Gjemnes, Halså, Kristiansund, Smøla, Sunndal, Surnadal og Tingvoll. For mer detaljerte kart over kommunene med inntegnede anadrome vassdrag se vedlegg 1.

I kommunene på Nord-Møre er det åpnet for fiske etter anadrom fisk i 71 vassdrag (jf. DN's hjemmeside; Bestemmelser for fiske etter laks, sjøørret og sjørøye i vassdrag, Forskriftstabell – fylkesvis og kommunevis gjennomgang i alfabetisk rekkefølge). Det finnes bestander av laks- og sjøørret fra de innerste fjordbunnene og helt ut på øyene Tustna og Smøla. DN har for 67 av disse 71 vassdragene vurdert tilstanden til laks og/eller sjøørretbestandene (kilde lakseregisteret, DN, oppdatert 2012). For 61 av de 71 vassdragene som er åpnet for fiske etter anadrom fisk har DN vurdert menneskeskapte påvirkningsfaktorer. Anadrome vassdrag med sjøørret er flest, og bare 14 av vassdragene er vurdert til også å ha selvreproduserende bestander av laks.



Figur 1. Anadrome vassdrag (røde punkt), Nasjonale laksevasdrag (røde stjerner) og Nasjonale laksefjorder (sterk blå farge) på Nord-Møre (Kilde: Lakseregisteret, Direktoratet for naturforvaltning (DN)).

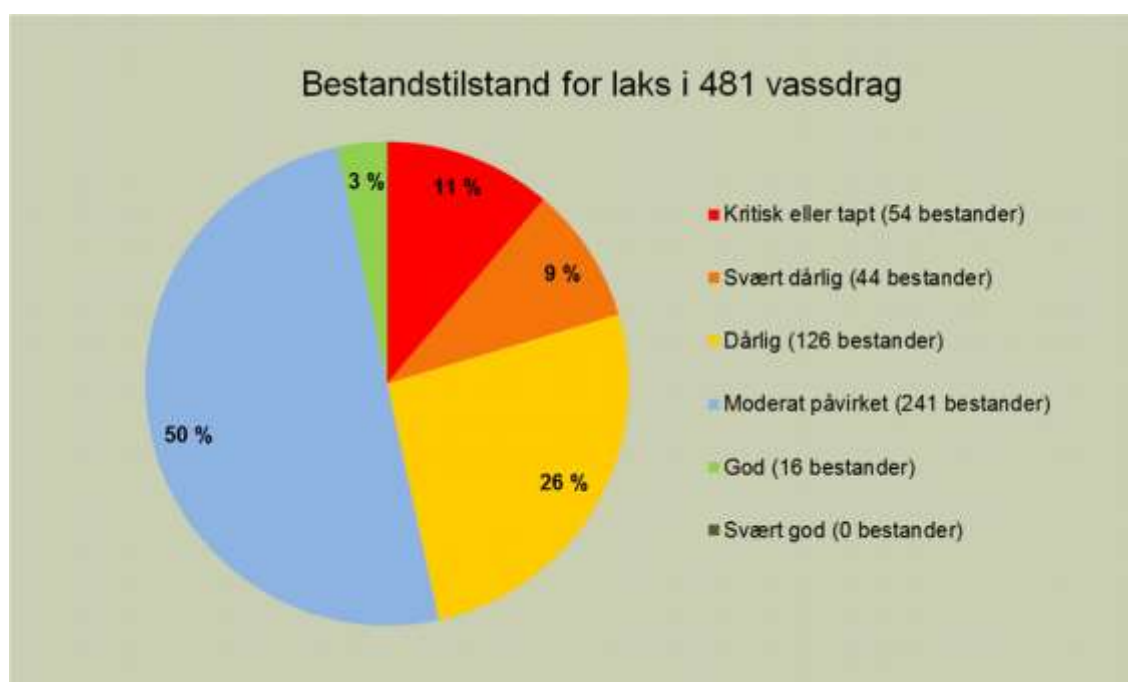
Stortinget har gitt laksebestandene i indre deler av både Sunndalsfjorden og Halsafjorden særskilt beskyttelse ved å gi disse fjordområdene status som Nasjonale laksefjorder. De to største laksevasdragene på Nordmøre, Driva og Surna, er gitt status som nasjonale laksevasdrag. 14 av de anadrome vassdragene har utløp i en av de to nasjonale laksefjordene.

Arbeidspakke 4 beskriver utvikling og tilstanden til bestander av villaks og sjøørret på NordMøre basert på offisiell fangsstatistikk, rapporter og vitenskapelige publiserte artikler. I tillegg er personer i regionen og forskere kontaktet i løpet av prosjektperioden.

3 Resultat

3.2 Bestandstilstanden for laks

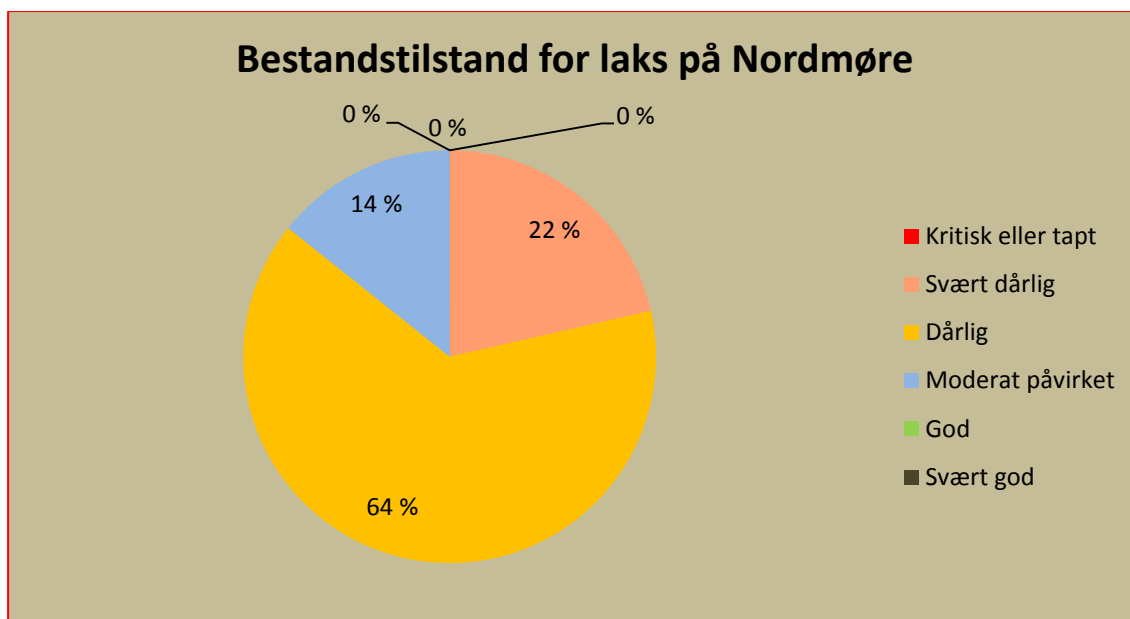
Direktoratet for naturforvaltning (DN) har vurdert bestandstilstanden til laks i 481 vassdrag (figur 2) og de 14 bestandene på Nord-Møre er blant dem (jf. Villaksportalen, DN). Fangstatistikk, vitenskapelige undersøkelser og rapporter fra Vitenskapelige råd for lakseforvaltning oppgis som bakgrunn for vurderingene. For spesielle vurderinger av påvirkning fra rømt oppdrettslaks viser Villaksportalen til registreringer av rømt oppdrettslaks i et stort antall elver og modelleringer utført av Norsk institutt for naturforvaltning, med henvisning til NINA rapport 622 og NINA rapport 687.



Figur

2. DNs vurdering av bestandstilstanden for laks i norske laksevassdrag. Tilstanden er vist i en seksdelt skala fra kritisk eller tapt til svært god. (Kilde: Villaksportalen, DN).

DN vurderer verken noen av bestandene på Nord-Møre eller i resten av landet til å være i svært god tilstand (figur 3). 3 % av laksebestander i landet er vurdert som god, mens ingen på Nord-Møre er karakterisert som god. Moderat påvirket vurderes halvparten av landets bestander å være mens 14 % av de på Nord-Møre tilhører gruppen. Størst andel (64 %) av bestandene på Nord-Møre karakteriseres som dårlig, og ingen bestander vurderes å tilhøre gruppen kritisk eller tapt. I landet under ett vurderes 14 % av bestandene å være i tilstanden kritisk eller tapt. For beskrivelse av tilstandsinndelingen se tabell 2.



Figur 3. DNs vurdering av bestandstilstand for laks i vassdrag på Nord-Møre. Tilstanden er vist i en seksdelt skala fra kritisk eller tapt til svært god. (Kilde: Lakseregisteret, DN).

Tabell 1. Beskrivelse av bestandstilstanden for laks (Kilde: Villaksportalen, DN)

Beskrivelse av tilstandsinndelingen for laks	
Tilstand	Beskrivelse
Kritisk eller tapt	Vassdrag hvor bestanden anses som tapt på grunn av for liten gylebestand, eller hvor opprinnelig bestand har høy sannsynlighet for å gå tapt eller er tapt på grunn av vedvarende svært høyt prosentandel rømt oppdrettslaks (beregnet gjennomsnitt over årene 1989-2009 er mer enn 35%).
Svært dårlig	Vassdrag hvor bestanden er truet og kan gå tapt hvis påvirkningen vedvarer eller øker. Gjelder for eksempel vassdrag med <i>G. salaris</i> eller med vedvarende meget høy prosentandel rømt oppdrettslaks (beregnet gjennomsnitt over årene 1989-2009 er 20-35%).
Dårlig	Vassdrag hvor bestanden er sårbar og kan bli truet hvis påvirkningen vedvarer eller øker. Gjelder også vassdrag med vedvarende høy prosentandel rømt oppdrettslaks (beregnet gjennomsnitt over årene 1989-2009 er prosentandel rømt oppdrettslaks i bestanden på 8,7-20%).
Moderat påvirket	Vassdrag med betydelig redusert høstbart overskudd, redusert ungfiskproduksjon (over 10 %) og/eller for liten gylebestand, eller vassdrag med vedvarende moderat prosentandel rømt oppdrettslaks (beregnet gjennomsnitt over årene 1989-2009 er 3,3-8,7 %).
God	Vassdrag hvor bestanden er hensynskrevende på grunn av påvirkning eller fordi bestanden er liten fra naturens side, eller med lav prosentandel rømt oppdrettslaks (beregnet gjennomsnitt over årene 1989-2009 er 1,6-3,3 %).
Svært god	Vassdrag med naturlig stor bestand og som er svært lite påvirket. Innslag av rømt oppdrettslaks er ikke observert eller er beregnet til under 1,5 % i gjennomsnitt over årene 1989-2009.

3.2.1 Påvirkningsfaktorer på laksesbestander

DN har vurdert elleve menneskeskapt påvirkningsfaktorer til å ha en bestemmende påvirkningsgrad på laksebestandene (Villaksportalen, DN). Størst andel utgjør lakselus 39 % og vassdragsregulering 23 % (tabell 2). Faktorene kan alene eller sammen med andre enten være avgjørende for tilstandsvurderingen eller kun være aktiv uten å være avgjørende for tilstandsvurderingen i hvert enkelt vassdrag. For påvirkningsfaktoren rømt oppdrettslaks se tabell 3.

Tabell 2. DNs vurdering av antall vassdrag i de forskjellige kategoriene basert på en samlet vurdering av de forhold som har betydning for bestandens eksistens og produksjon. Nasjonal oversikt. (Kilde: Villaksportalen, DN).

Påvirkningsfaktor	% av 481 vassdrag	Total	Tapt	Truet	Sårbar	Redusert	Spesielt hensynskrevende	Ikke spesielt hensynskrevende	Usikker kategoriplassering
Vassdragsreguleringer	23 %	110	23	9	11	52	11	0	4
Fysiske inngrep	12 %	56	7	3	14	25	5	0	2
Forsuring	9 %	42	14	2	19	5	1	0	1
Jordbrukstilsig	4 %	20	0	1	4	10	4	0	1
Forurensning	4 %	18	1	1	8	6	1	0	1
Gyrodactylus salaris	5 %	25	8	15	2	0	0	0	0
Lakselus	39 %	187	1	11	9	69	90	0	7
Overfiske	6 %	30	1	0	3	25	1	0	0
Ukjente faktorer	3 %	15	3	2	5	2	1	0	2
Andre forhold	6 %	29	1	3	3	10	8	0	4

Rømt oppdrettslaks er av DN vurdert å påvirke samtlige 340 villaksbestander negativt. Ingen bestander er derved i kategorien svært god (Tabell 3). 8 bestander er vurdert så sterkt påvirket av rømt oppdrettslaks at de er i en kritisk tilstand eller tapt.

Tabell 3. DNs vurdering for antall vassdrag i de forskjellige kategoriene basert på påvirkningsfaktoren rømt oppdrettslaks. Nasjonal oversikt. (Kilde: Villaksportalen, DN).

Påvirkningsfaktor	% av 481 vassdrag	Total	Kritisk truet eller tapt	Truet	Sårbar	Hensynskrevende	God	Svært god
Rømt oppdrettslaks	71 %	340	8	21	86	211	14	0

Gyrodactylus salaris påvirker de fire infiserte bestandene sterkt og gjør at de er i en kritisk tilstand (Lakseregisteret, DN) (Tabell 4). Lakselus (71 %) og vassdragsregulering (36 %) er imidlertid bestemmende for kategoriplassering for størst andel vassdrag.

Ingen laksebestander på Nord-Møre er vurdert til å være truet, kritisk truet eller tapt på grunn av rømt oppdrettslaks (tabell 5). Imidlertid antas rømt oppdrettslaks å påvirke bestandene i den grad at ingen er i kategoriene god eller svært god.

Tabell 4. DNs vurdering av 14 laksevasdrag på Nord-Møre i de forskjellige kategoriene basert på bestemmende påvirkningsfaktor (Kilde: Lakseregisteret, DN). Fordi bestander kan være påvirket av en eller flere faktorer som er bestemmende for kategori plassering overstiger summen av faktorer 100 %.

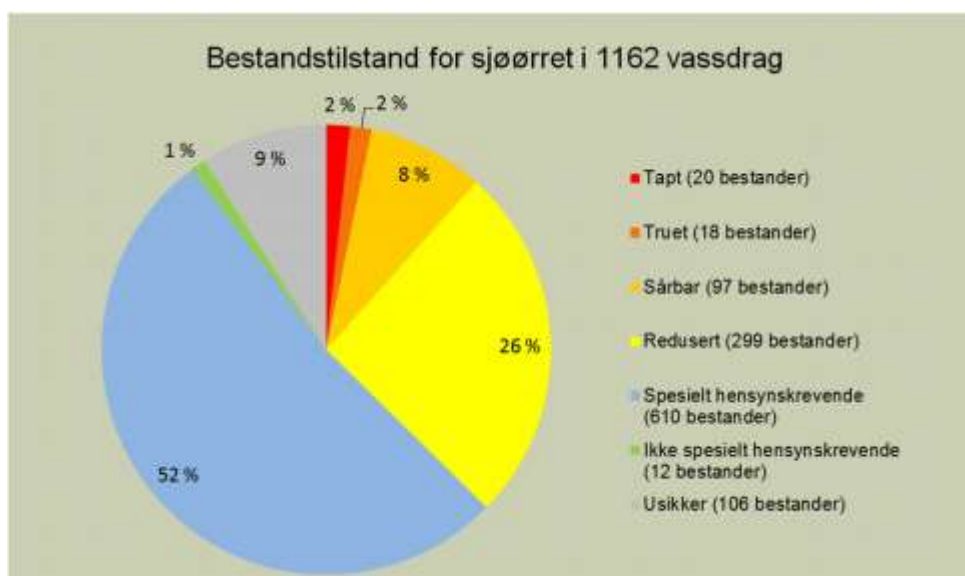
Påvirkningsfaktor, Bestemmende for kategori	% av 14 vassdrag	Total	Kritisk	Svært dårlig	Dårlig	Moderat påvirket	God	Svært god
Vassdragsregulering	36	5		1	4			
Fysiske inngrep	7	1			1			
Forsuring								
Jordbrukstilsig								
Forurensing								
<i>G. salaris</i>	29	4		4				
Lakselus	71	10		1	8	2		
Overfiske								
Ukjente faktorer								
Andre forhold	7	1			1			

Tabell 5. DNs vurdering for 14 vassdrag på Nord-Møre i de forskjellige kategoriene basert på påvirkningsfaktoren rømt oppdrettslaks (Kilde: Lakseregisteret).

Påvirkningsfaktor, Bestemmende for kategori	% av 14 vassdrag	Total	Kritisk truet eller tapt	Truet	Sårbar	Hensynskrevende	God	Svært god
Rømt oppdrettslaks	71	10	0	0	8	2	0	0

3.3 Bestandstilstanden for sjøørretbestander

DN har vurdert bestandstilstanden for sjøørret i 1162 vassdrag i landet (figur 4), inkl 67 vassdrag med sjøørretbestander på Nord-Møre.



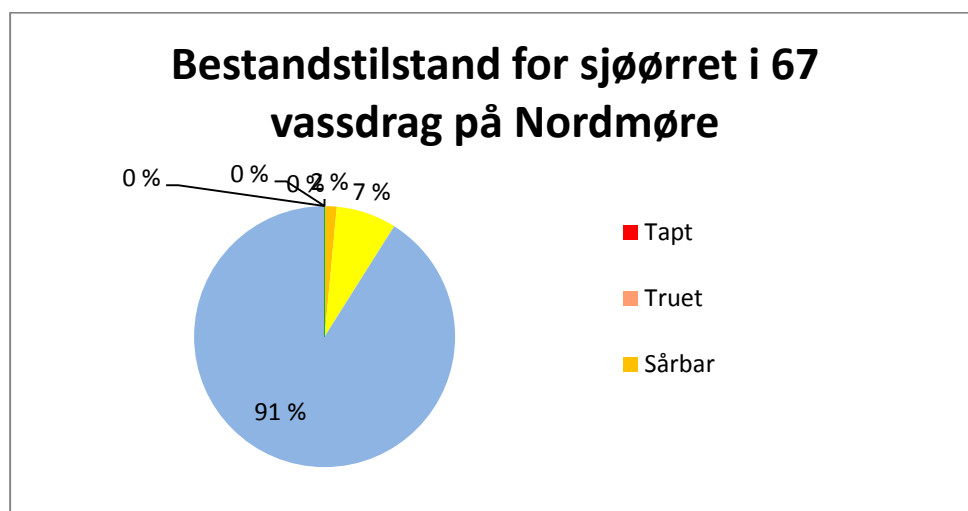
Figur 4. DNs vurdering av bestandstilstanden for sjøørret i norske laksevasdrag. Tilstanden er vist i en seksdelt skala fra kritisk eller tapt til svært god. (Kilde: Villaksportalen, DN).

Mer enn halvparten (52 %) av bestandene karakteriseres som spesielt hensynskrevende, den nest beste kategorien. Bare 1 % av bestandene er karakterisert i den beste kategorien; ikke spesielt hensynskrevende. 20 bestander, dvs 2 %, oppgis å være tapt. For beskrivelse av kategoriene se tabell 6.

Tabell 6. Beskrivelse av bestandstilstanden for sjørørret (Kilde: Villaksportalen, DN)

Kategori	Beskrivelse
Tapt bestand	Vassdrag hvor bestanden har gått tapt på grunn av menneskeskapte påvirkninger.
Truet bestand	Vassdrag hvor bestanden har en høy risiko for å gå tapt på grunn av menneskeskapte påvirkninger.
Sårbar bestand	Vassdrag hvor bestanden kan bli truet av menneskeskapte påvirkninger.
Redusert bestand	Vassdrag med betydelig redusert ungfiskproduksjon og/eller gytebestand på grunn av menneskeskapte påvirkninger.
Spesielt hensynskrevende bestand	Vassdrag hvor moderat økning av påvirkningen eller vedvarende påvirkning kan medføre plassering i lavere kategori.
Ikke spesielt hensynskrevende bestand	Vassdrag med bestand som ikke anses "spesielt hensynskrevende".
Usikker kategori plassering	Vassdrag hvor bestandstilstanden er usikker.

DN vurderer 91 % av de 67 sjørørretvassdragene på Nord-Møre til å være i kategorien spesielt hensynskrevende (Figur 5). Ingen av bestandene vurderes å være tapt, truet eller i kategorien ikke spesielt hensynskrevende.



Figur 5. DNs vurdering av bestandstilstanden for sjørørret i vassdrag på Nord-Møre. Tilstanden er vist i en seksdelt skala fra kritisk eller tapt til svært god. (Kilde: Laksregisteret, DN).

3.3.1 Påvirkningsfaktorer på sjørret

DN vurderer lakselus til å ha avgjørende betydning for tilstanden for sjørretbestanden i 578 vassdrag, eller 50 % av alle vurderte bestander i Norge (tabell 7). Vassdragsregulering og fysiske inngrep i vassdrag oppgis å være avgjørende for tilstanden i henholdsvis 15 og 18 %.

Tabell 7. DNs vurdering av antall vassdrag i de forskjellige kategoriene basert på en samlet vurdering av de forhold som har betydning for bestandens eksistens og produksjon. Nasjonal oversikt. (Kilde: Villaksportalen, DN).

Påvirkningsfaktor	% av 1162 vassdrag	Total	Tapt	Truet	Sårbar	Redusert	Spesielt hensynskrevende	Ikke spesielt hensynskrevende	Usikker
Vassdragsreguleringer	15 %	177	8	3	18	99	41		8
Fysiske inngrep	18 %	214	15	11	57	74	45		12
Forsuring	4 %	47		2	18	5	10		12
Jordbrukstilsig	9 %	104	2	4	39	33	12		14
Forurensning	6 %	64	3	3	27	19	10		2
Gyrodactylus salaris	0 %								
Lakselus	50 %	578	4	6	12	127	383		46
Overfiske	1 %	11				10	1		
Ukjente faktorer	7 %	82	4	3	4	70	1		
Andre forhold	7 %	82		2	11	25	38		6

DN har vurdert menneskeskapte påvirkningsfaktorer for 61 av de 67 sjørretbestandene tilstanden er vurdert (tabell 8). Lakselus vurderes som den dominerende påvirkningsfaktor for tilstanden til sjørret på Nord-Møre og oppgis å være bestemmende for hele 98 % av vurderte bestander. Spesielt hensynskrevende bestander utgjør 90 % av bestandene der lakselus er bestemmende for kategorien.

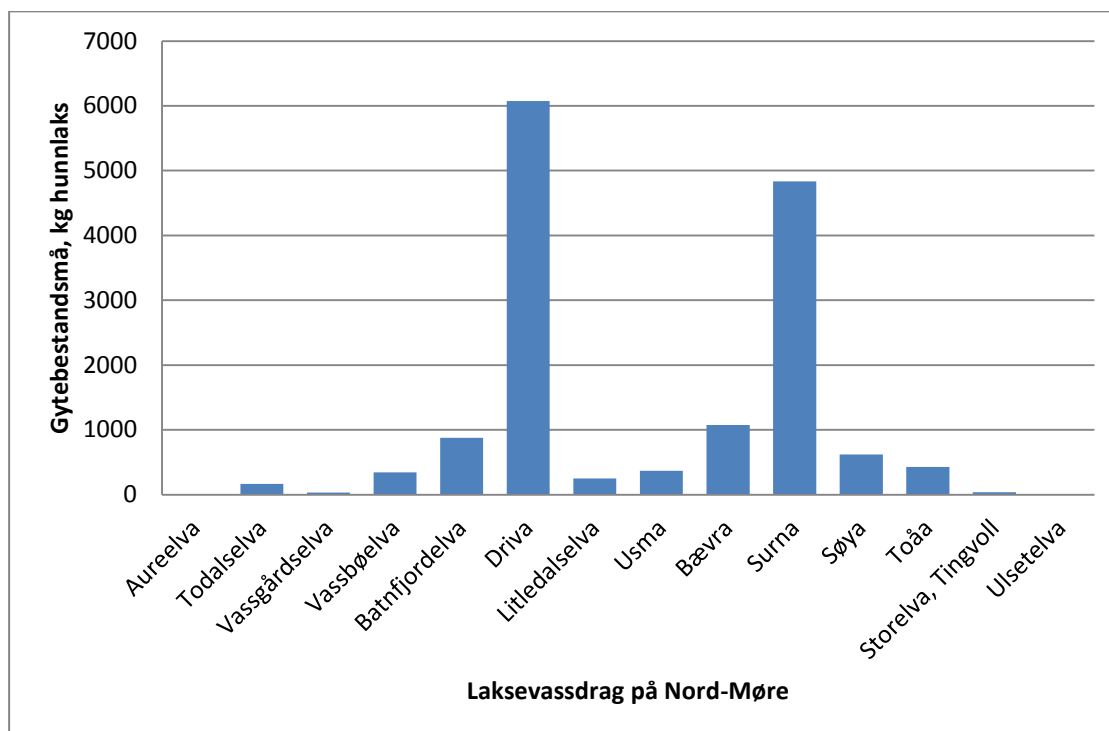
Tabell 8. DNs vurdering av 61 sjørretvassdrag på Nord-Møre i de forskjellige kategoriene basert på bestemmende påvirkningsfaktor (Lakseregisteret, DN). Fordi bestander kan være påvirket av en eller flere faktorer som er bestemmende for kategori plassering overstiger summen av faktorer 100 prosent.

Påvirkningsfaktor, Bestemmende for kategori	% av 61 vassdrag	Total	Tapt	Truet	Sårbar	Redusert	Spesielt hensynskr.	Ikke hensynskr.	Usikker
Vassdragsregulering	20	12				4	8		
Fysiske inngrep	8	5			1		4		
Forsuring									
Jordbrukstilsig									
Forurensning									
<i>G. salaris</i>									
Lakselus	98	60			1	5	54		
Overfiske									
Ukjente faktorer									
Andre forhold	3	2							

3.4 Gytebestandsmål og råd om beskatning

Gytebestandsmål (GBM) kan beskrives som det antall kg hunner som må gyte i et vassdrag for at maksimalt antall smolt kan produseres hvert år. Metoden brukes i forvaltningen slik at fiske etter laks tilpasses hver enkelt bestand (Villaksportalen, DN). For nærmere beskrivelse av metoden se Hindar med flere 2007.

Det er utarbeidet GBM for 439 laksevassdrag i Norge og 14 av disse finnes på Nord-Møre (figur 6). Samlet GBM for disse 14 vassdragene er 15 117 kg hunnlaks. Størst er Driva med 6073 kg hunnlaks og deretter følger Surna med 4836 kg. GBM for disse to vassdragene utgjør ca 70 % av alle vassdragene på Nord-Møre og kan gi ett bilde på hvor dominerende stilling disse kan ha for produksjon av villaks i denne regionen. Vassdragenes potensial for å produsere smolt per arealenhet varierer imidlertid stort og det finnes ingen direkte sammenheng mellom gytebestandsmål og smoltproduksjon for vassdragene. For Surna alene er smoltproduksjonen beregnet til 164 786 individer per år (Hindar med flere 2007).



Figur 6. Laksevassdrag på Nord-Møre med gitt GBM. GMB for hvert vassdrag er angitt som gjennomsnittlig kg hunnlaks (Kilde: Anon 2010).

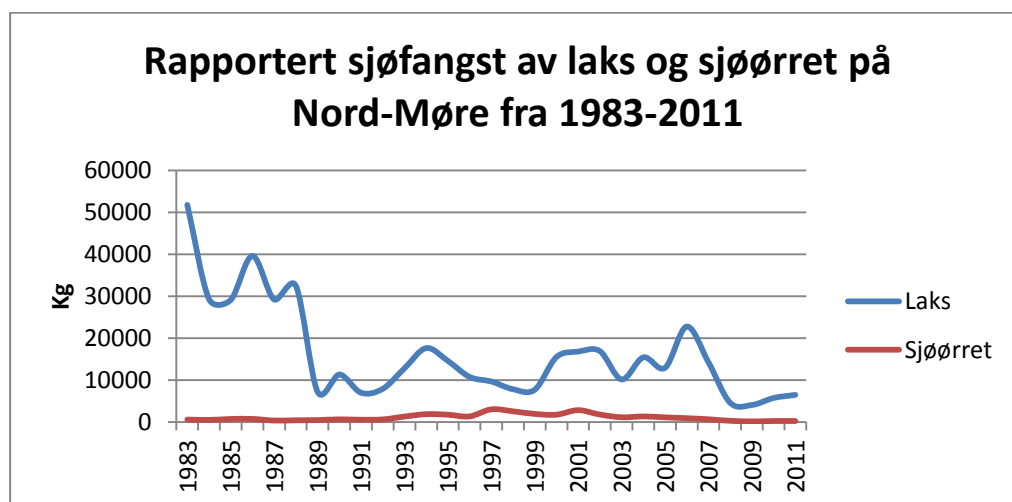
Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har vurdert måloppnåelse av GBM og gitt råd om forvaltning for de fire vassdragene Vågsbøelva, Toåa, Sjøya og Surna (Tabell 9). GBM for Surna er oppfylt med gjennomsnittlig måloppnåelse for 2007 - 2010 på 136 %. Måloppnåelse i vassdrag der laks er infisert med *Gyrodactylus Salaris* ("gyro") blir ikke vurdert av rådet og det er årsak til at Driva er utelatt.

Tabell 9. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har vurdert måloppnåelse og gitt råd om beskatning for fire vassdrag på Nord-Møre (kilde: Anon 2011c)

	Gytebestandsmål (GBM) kg hunner	Gjennomsnittlig måloppnåelse 2007-2010	Råd om beskatning
Vågsbøelva	344	18 %	Beskatning bør reduseres svært mye for å sikre oppnåelse av GBM
Toåa	426	46 %	Beskatning bør reduseres svært mye for å sikre oppnåelse av GBM
Søya	828	19 %	Beskatning bør reduseres svært mye for å sikre oppnåelse av GBM
Surna	4836	136 %	Ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen

3.5 Sjøfiske på Nord-Møre

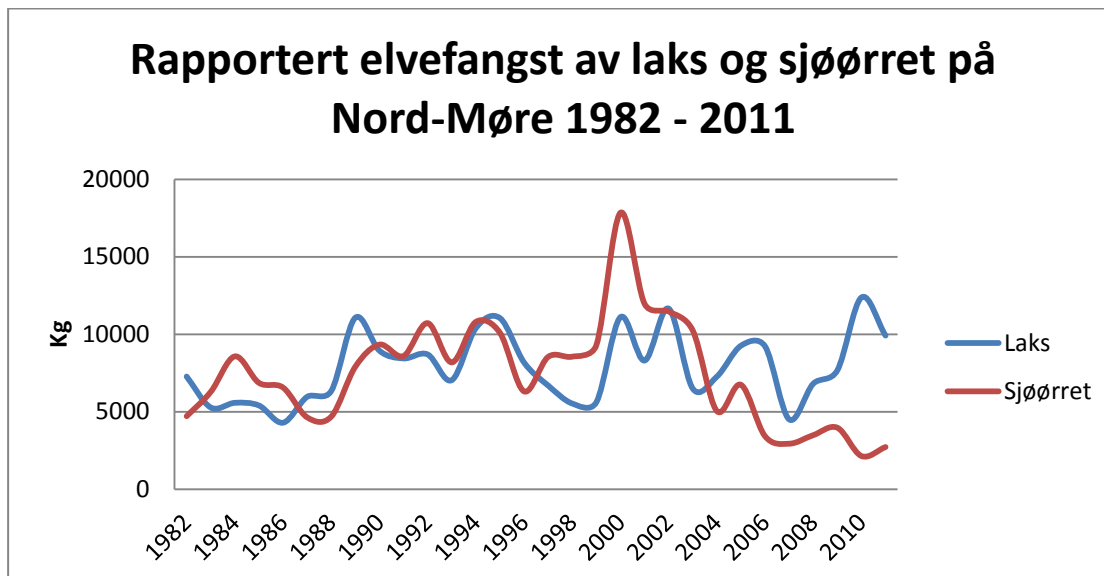
Forbudet mot drivgarnfiske i Norge fra 1989 var en viktig endring i reguleringene av laksefiske og er trolig årsak til at rapportert fangst av laks i sjøfiske brått falt fra rundt 30 tonn til rundt 10 tonn (figur 7). Innkorting i fisketid i sjø bidro trolig til ny dropp fra 2006. Statistikken, som inkluderer rapporter fra ytre kyststrøk og indre fjordområder, inneholder trolig også laks fra elver i andre regioner. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning gir særskilte forvaltningsråd for ytre kyststrøk og fjordområder for Møre og Romsdal.



Figur 7. Rapporterte fangster av sjøørret og laks i sjøfiske på Nord-Møre i perioden 1983 – 2011 (Kilde: Statistisk sentralbyrå (SSB)).

3.6 Elvefangst på Nord-Møre

Størst fangst av sjøørret i perioden 1982 – 2011 ble rapportert i 2000 med ca 18 tonn (figur 8). Deretter har rapportert fangst gått kraftig tilbake og minst fangst ble rapportert i 2010 med ca 2,5 tonn. Rapporterte laksefangster i perioden var høyest i 2010 med ca 12,5 tonn.



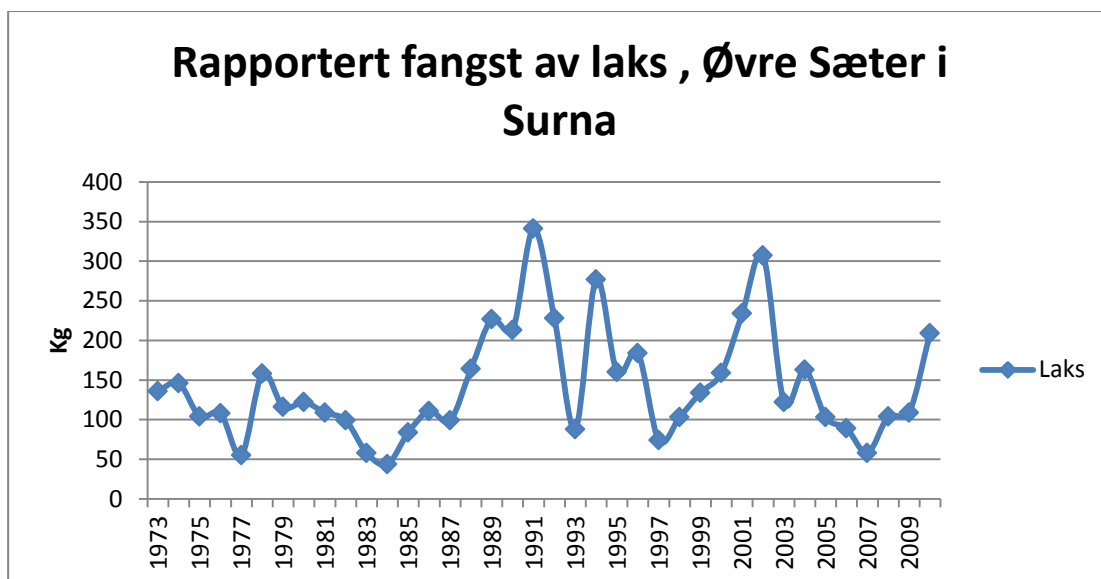
Figur 8: Rapporterte fangster av sjøørret og laks i elver på Nord-Møre i perioden 1983 – 2011 (Kilde: Lakseregisteret).

I kommunene på Nord-Møre er det åpnet for fiske etter anadrom fisk i 71 vassdrag. Av de 14 vassdragene som huser laksebestander finnes det fangstrapporter fra 12. Sjøøretfangster rapporteres fra 13 av de 71 vassdragene som er åpnet for fiske. Svært mange av vassdragene er små og fangstene påvirkes mye av vannføringen (Ove Eide pers. med. 2012.) Gjennomsnittlig laksefangst som er rapportert de siste ti årene (2002-2011) i vassdrag og år, der det finnes rapporter, varierer fra 20 kg til 4351 kg per år. Se vedlegg 1.

3.6.1 Øvre Sæter i Surna

Ved Øvre Sæter i Surna er det etter 1973 gjort nøyaktige nedtegnelser over fanget laks (Johnsen med flere 2011). Antall sportsfiskere har vært temmelig konstant og mange av de samme sportsfiskerne har vært deltagende i fisket fra år til år. I tillegg er den enkelte laks datofestet og materialet kan gi indikasjoner på hvor mye laks som har vært tilgjengelig på denne strekningen til ulike tider de enkelte år (Johnsen med flere 2011). Strekningen har imidlertid variert noe i utstrekning i ulike år slik at totalfangstene dermed ikke uten videre brukes som uttrykk for variasjon i fangstene i Surna mellom år (Edgar Landsem pers. med. i Johnsen med flere 2011).

Årlig registrert fangster på Øvre Sæter varierer mye, for eksempel ble nesten syv ganger mer laks registrert fanget i 1991 enn i 1984 (figur 9).

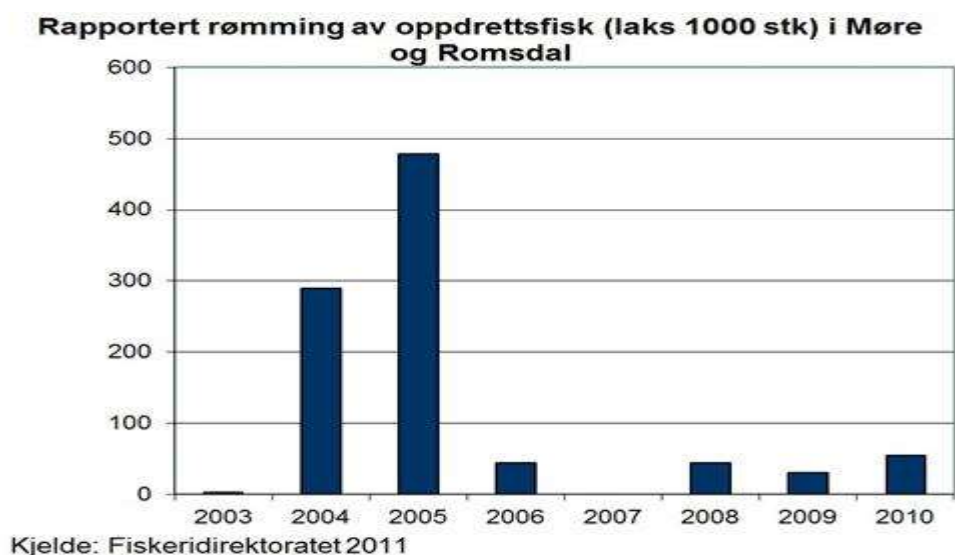


Figur 9: Laksefangst på Øvre Sæter i perioden 1973- 2010. Etter Johnsen med flere 2011.

3.7 Rømt oppdrettslaks

3.7.1 Rømt oppdrettslaks i sjø

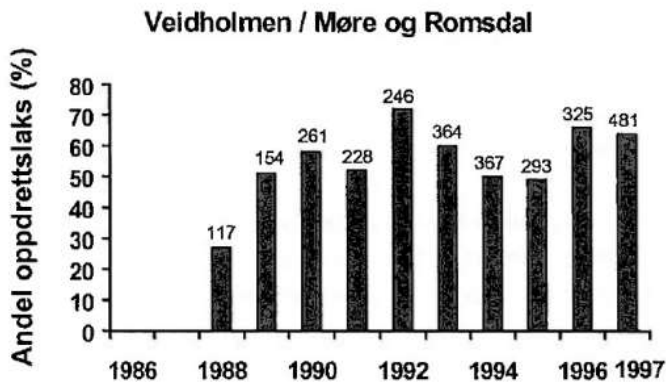
I perioden 2002 til 2010 har lakseoppdrettere i Møre og Romsdal rapportert rømminger årlig, med unntak av i 2007 (figur 10). I toppåret 2005 ble ca 490 000 oppdrettslaks rapportert rømt ved en hendelse ved ett anlegg ved Tustna.



Figur 10. Rapportert rømming av oppdrettslaks i Møre og Romsdal i perioden 2003 – 2010.

Rømt oppdrettslaks er påvist i både sjøfangster (figur 11) og i vassdrag i regionen. Andel rømt oppdrettslaks i kilenotfangster ved Veidholmen ved Smøla ble for perioden 1988 til

1997 funnet av Lund 1998 å være fra ca 30 % til vel 70 %. Sjøfisket i ytre kyststrøk av Nord-Møre (lokaliteter på Nord-Smøla og Veidholmen) har vært overvåket for andel rømt oppdrettslaks årlig siden 1989. Årlig har minimum annenhver fisk vært rømt oppdrettslaks i dette området (Lund 1998). For perioden 1995 – 2006 stammet 1516 av de undersøkte 2766 laksene fra lakseoppdrett (Hansen med flere 2007).



Figur 11. Prosentandel rømt oppdrettslaks i fangstene på lokaliteten Veidholmen på kysten av Nord-Møre i årene 1988 – 1997 (Kilde: Lund 1998).

3.7.2 Rømt oppdrettslaks i vassdrag

Under stamfiske i Surna i 2010 ble det fanget 50 laks, 14 % av disse var rømt oppdrettslaks (Fiske 2011). Dette var den laveste andelen i perioden 2006-2011. Høyest var andelen under stamfiske i 2006 med 55,5 %. I Toåa ble det i 2006 fanget 31 laks under stamfiske og 67,7 % av disse var rømt oppdrettslaks (Fiske 2010).

Fra et materiale i Søya samlet inn i 1989 var 6 % av de 154 laksene rømt oppdrettslaks.

I skjellprøver fra sportsfiskefangster fra Bævra var andel rømt oppdrettslaks 7 % i 2008, 17 % i 2007, 9 % i 2006, mens det ikke ble funnet rømt oppdrettslaks i skjellprøvene fra sportsfisket i 2005, 2009 eller 2010 (Johnson med flere i 2011).

3.8 Lakselus

Ingen systematiske undersøkelser på vill laksefisk er rapportert fra de nasjonale laksefjordene Halsafjorden og Sunndalsfjorden, og heller ikke fra kysten av Nord-Møre. I 2007 og 2008 ble det etablert to overvåkingsstasjoner i Sunndalsfjorden (Bjørn med flere 2009). Overvåkingen var av begrenset omfang og stasjonen var kun tenkt brukt som referanser for den nasjonale overvåkingen. Ytterst i fjorden var 9 av de 10 undersøkte sjøørretter infisert med 28 lus i gjennomsnitt (Bjørn med flere 2009).

Berg med flere (2012) har imidlertid undersøkt sjøørret for lakselus i flere områder i den nasjonale laksefjorden Romsdalsfjorden. Lokaliteter både innenfor og utenfor Romsdalsfjorden er inkludert i et nasjonal lakselusovervåking på vill laksefisk, jf. Bjørn med flere 2011. I den nasjonale lakselusovervåkingen er også en lokalitet nordvest på Hitra

inkludert. Overvåkingen i nevnte områder skjer ved hjelp av garn og ruse og i praksis består derfor materialene av sjøørret.

Bjørn med flere (2011) oppsummerer lakselussituasjonen for vill laksefisk i 2010 og 2011 slik: "På Nordvestlandet (Storfjordssystemet ved Ålesund og Romsdalsfjordssystemet ved Molde) fant vi fra forholdsvis lite til moderate mengder lus på sjøørreten gjennom sommeren 2011. Enkelte lokaliteter hadde periodevis noe høyere infeksjon, og til dels også noe høyere enn i 2010. Totalt sett er imidlertid infeksjonen bare moderat forhøyet på undersøkelseslokalitetene på Nordvestlandet, og mye likt 2010 med relativt sein og gradvis infeksjonsøkning. Dette indikerer at laksesmolten kom seg ut av fjordene i Møre og Romsdal uten for mye lus, og at sjøørreten bare er moderat påvirket utover sommeren. Sannsynligheten for bestandsregulerende effekter av lus i 2011 i Møre og Romsdal vurderes derfor til å være lav på våren for laks og sjøørret (grønt) og moderat/usikker for sjøørret (gult) utover sommeren (Taranger med flere 2011)." Til dels høye infeksjoner ble imidlertid funnet på sjøørret ved Hitra utover sommeren (Bjørn med flere 2011).

3.9 Gyrodactylus salaris

Møre og Romsdal er det fylket som har hatt de største problemene med *G. salaris*. (Johnsen med flere 1999). Seks vassdrag på Nord-Møre ble i løpet av 1980-tallet smittet med parasitten. Elvene Bævra og Storelva er etter vellykkede rotenonbehandlinger erklært smittefrie. Vassdragene Batnfjordselva, Driva, Litledalselva og Usma har fremdeles parasitten.

Gjennomsnittlig dødelighet blant lakseunger i undersøkte vassdrag er beregnet til 86 %, med opptil 99 % dødelighet i de verst berørte bestandene (Johnsen med flere 1999).

GBM i de fire gyroinfiserte vassdrag er 7573 kg hunnlaks noe som utgjør ca halvparten av GBM for alle de 14 laksevassdragene på Nord-Møre (Anon 2010).

3.10 Vassdragsregulering

Driva, Ulvåa, Jordalselva og Litledalselva i Sunndal kommune, Surna, Toåa, Bævra, Rossåa og Todalselva i Surnadal kommune, Storelva, Skarselva og Rimstadelva i Tingvoll kommune og Angvikelva i Gjemnes kommune er alle vassdragsregulert med negativ effekt på bestander av anadrom laksefisk (Lakseregisteret, DN). For de viktigste vassdragene er det gitt pålegg om utsett av laksesmolt og lakseunger. Se nærmere beskrivelser under omtale av viktige lakse- og sjøørretvassdrag på Nord-Møre.

3.11 Viktige lakse- og sjøørretvassdrag på Nord-Møre

3.11.1 Batnfjordelva

Batnfjordelva ligger i Gjemnes kommune. Vassdraget har sitt utspring i en del småvatn vest for Åndalssetrene, og munner ut innerst i Batnfjorden. Nedbørfeltet er på 69 km².

Laks og sjøaure kan gå opp ca. 11 km, men elva er en typisk flomelv som kan være nesten tørr i deler av sommeren. Ved kraftig regnvær flommer den imidlertid opp og fylles i løpet av kort tid, men når regnet gir seg går den tilbake til sin opprinnelige vannføring i løpet av et par døgn. Fiskeoppgangen og fisket er derfor svært avhengig av nedbørforholdene. Dette fører til store variasjoner i fangstene fra år til år, noe som framgår tydelig av den offisielle statistikken over laks- og sjøaurefiske (Johnsen med flere 1999).

3.11.2 Bævra

Bævra har utløp i den nasjonale laksefjorden Halsafjorden. Vassdraget er utnyttet til kraftproduksjon. Reguleringen ble iverksatt i 1963 og vann tilhørende 43 % av nedslagsfeltet ble overført til et kraftverk som ligger knapt 4 km ovenfor vassdragets utløp i sjøen. Regulanten er pålagt årlig utsett av 10 000 laksesmolt og 30 000 ensomrige lakseunger for å kompensere for tap av produksjonsområder som følge av reguleringen. *Gyrodactylus salaris* ble påvist i vassdraget i 1986 men ble etter to rotenonbehandlinger igjen erklært smittefri i 1994. Gjennomsnittlig årlig rapporterte laksefangster i perioden 1969 – 1987, før vassdraget ble smittet, var 385 kg. Etter friskmeldningen i 1994 og fram til 2011 var gjennomsnittet for årlig rapporterte laksefangst 87 kg. Gyroangrepet samt de behandlinger som har vært nødvendig for å utrydde parasitten, har hatt alvorlige virkninger på laksebestanden som det vil ta tid å rette opp (Johnson med flere i 2011b).

Rapporterte årlige sjøørretfangster var i gjennomsnitt før rotenonbehandlingen 33 kg (Johnson med flere i 2011b) og i årene fra friskmeldingen i 1994 og fram til 2011 67 kg.

3.11.3 Driva

Driva er kjent for sin storvokste bestand av sjøørret og i henhold til den offisielle fangststatistikken er det en tendens til at fangstene av sjøørret fikk et oppsving etter introduksjonen av *G. salaris*. (Bergan med flere 2012). Før vassdraget ble smittet var rapporterte fangster i årene 1971 – 1976 i gjennomsnitt 3 238 kg sjøørret per år. I løpet av de aller siste årene har imidlertid også sjøørretbestanden gått tilbake i Driva. Det samme har også skjedd med andre sjøørretbestander både på Vestlandet og i Trøndelag. Årsaken til dette er ikke kjent, men det er åpenbart at det ikke har noen sammenheng med parasittsituasjonen i Driva (Bergan med flere 2012). Det er pålegg om utsetting av 35 000 laksesmolt per år. På grunn av at laks i vassdraget er smittet med *G. salaris* er dette pålegget imidlertid omgjort til finansiering av bevaring av laksestammen i levende genbank på Haukvik. Hybrider mellom laks og ørret er påvist i Driva (Johnsen med flere 2005) og i naboelva Litledalselva (Solem med flere 2012). Hybrider er i Driva bare funnet blant fiskeunger og ikke hos tilbakevandrerne og det kan bety lav sjøoverlevelse eller at de ikke finner tilbake til vassdraget (Johnsen med flere 2005).

3.11.4 Surna

Surna er et nasjonalt laksevassdrag med utløp i den nasjonale laksefjorden Halsafjorden. Surna er det vassdraget på Nord-Møre hvor det rapporteres størst fangster av både laks og

sjøørret. I NOU 1999:9 ble vassdraget, basert på fangstrapporter, rangert som nr 12 av landets laksevassdrag med en gjennomsnittsfangst på vel 5 tonn per år. Vassdraget er utnyttet til vannkraftproduksjon. Reguleringene ble iverksatt i 1968 og berører vannføringen i ca 2/3 av den lakseførende strekningen i vassdraget. Dette har resultert i et redusert laksefiske (Johnsen med flere, 2011). Det er pålegg om årlige utsetninger av 35 000 2-års laksesmolt og 60 000 en-somrig yngel i Surna.

Rapporterte årlige sjøørretfangster de siste 10 årene er i gjennomsnitt 863 kg. Fangstene av sjøørret skal ha økt jevnt på 1990-tallet fram til 2002 og Surna var et betydelig sjøørretvassdrag i landsmålestokk. Fra og med 2003 begynte imidlertid fangstene å avta og årene 2004 -2010 kan karakteriseres som godt under middels (Johnsen med flere, 2011). I 2011 ble det rapportert 413 kg fanget sjøørret.

I årene 2002 – 2010 varierte andel rømt oppdrettslaks i sportsfisket i Surna mellom 2 og 11 % (Johnsen med flere, 2011).

3.11.5 Søya

Søya ligger i Surnadal kommune. Elva er lakse- og sjøørretførende i ca 10 km opp fra utløpet (Hvidsten og Johnsen 1990). Elva er sterkt kanalisert og på noen strekninger er elva steinsatt for å bedre oppvekstmuligheter for laks- og sjøørretunger (Hvidsten og Johnsen 1990). Det er også bygd lakseterskler som skal fungere som fiskeplasser (Hvidsten og Johnsen 1990). For perioden 2002 til 2011 ble det i gjennomsnitt årlig rapportert 174 kg fanget laks og 339 kg fanget sjøørret.

3.11.6 Toåa

Toåavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på ca 251 km², og av dette er 44 km² overført til Driva i samband med Driva-utbygginga. Middels vannføring etter regulering er 6,4 m³/s på årsbasis, mens middels vannføring i sommermånedene er 12,4 m³/s (Bremset og Sæter 2010). Under drivtelling av gytefisk høsten 2010 observerte (Bremset og Sæter 2010) 119 gytelaks og 209 gytelaks sjøørret. Høsten 2009 observerte de under tilsvarende undersøkelse 51 gytelaks og 180 gytelaks sjøørret. Det er pålegg om utsett av 2000 smolt i Toåa.

3.11.7 Usma

Usma ligger i Sunndal kommune, og munner ut i Sunndalsfjorden, ca. 15 km vest for Driva. Nedslagsfeltet er på 140 km² og dekker fjellområdene mellom Eikesdalen og Sunndalsfjorden. Vassdraget er uberørt av reguleringer. Det er få større vatn i vassdraget og Usma må betegnes som en utpreget flomelv. Den er derfor forbygd på begge sider oppover langs hele dalen, og dessuten rettet ut og nærmest kanalisert over lange strekninger (Johnsen og Jensen 1985). Det ble i 1926 bygd fisketrapp med 11 kulper i den 4,8 m høge Fallfossen, ca 9 km fra utløpet. Trappa fungerer bra, slik at fisken kan gå helt til Jønnstadsetra, ca 15 fra sjøen.

Det er gitt opplysninger om alle anadrome vassdrag i vedlegg 1.

4 Diskusjon

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har vurdert tilstanden til landets laksevassdrag (Villaksportalen og Lakseregisteret oppdatert 2012). Jevnt over kan det synes som om

tilstanden til laksebestandene på Nord-Møre er dårligere enn for landet som helhet. Tilstanden til 54 av de 481 laksebestandene i landet er vurdert til å være kritisk eller tapt. Ingen av de 14 vassdragene på Nord-Møre vurderes til å være i denne gruppen. I gruppen av bestander som er vurdert til svært dårlig er imidlertid andelen på Nord-Møre hele 22 %, og det er mer enn det dobbelte av denne gruppens andel på landsbasis (9 %). Også andelen av laksebestander som er vurdert som dårlig er langt høyere for laksebestandene på Nord-Møre enn for landet som helhet. Hele 64 % av bestandene på Nord-Møre tilhører denne gruppen. Halvparten av laksebestandene i landet er vurdert til moderat påvirket, mens på Nord-Møre er 14 % av bestandene i denne gruppen. En liten andel av bestander på landsbasis, og ingen på Nord-Møre, vurderes til å være god (3 %) og ingen i svært god tilstand. Dette betyr at tilstanden til 86 %, eller 12 av de 14 laksebestandene på Nord-Møre er vurdert til å tilhøre de tre dårligste av de seks tilstandsklassene. For landets laksebestander som helhet er andelen 47 %.

Årsaker bak bestandstilstanden for laks er ved siden av naturgitte forhold menneskeskapte påvirkningsfaktorer. Alle laksevassdrag på Nord-Møre er etter DNS vurdering påvirket av minst en menneskeskapt faktor med avgjørende betydning for bestandens eksistens og produksjon (Lakseregisteret, oppdatert 2012, DN). En større andel av laksebestandene på Nord-Møre er etter DNS vurdering så sterkt påvirket av vassdragsregulering og *G. salaris* at det har betydning for hvilke kategori de tilhører. Hele 65 % av laksebestandene på Nord-Møre er i en slik grad påvirket av disse to faktorene, mens på landsbasis er det 28 %. Påvirkningsfaktoren lakselus vurderes å være bestemmende kategori plassering for 71 % av laksebestandene på Nord-Møre, mens på landsbasis er det 39 %. DN vurderer påvirkningen fra rømt oppdrettslaks å være bestemmende for 71 % av bestandene på Nord-Møre, nøyaktig lik andelen som på landsbasis.

4.2 Rapportert fangst og lakseinnsig

Hele 124 laksevassdrag i Norge er stengt for fiske i 2012 (jf. DNS hjemmeside; Bestemmelser for fiske etter laks, sjørørret og sjørøye i vassdrag 2012, Forskriftstabell – fylkesvis og kommunevis gjennomgang i alfabetisk rekkefølge). Ingen av de 14 laksevassdragene på Nord-Møre er stengt for fiske. Det er åpnet for fiske etter både laks- og sjørørret i 71 vassdrag og i fire av disse er bestandstilstanden ikke vurdert. Dette kan bety at forvaltningen vurderer at en større andel av vassdragene på Nord-Møre likevel har høstbare overskudd en for landet som helhet.

Fangststatistikken for laks i Norge er beheftet med betydelig usikkerhet, men er under forbedring og under visse betingelser egnet for analyse av bestandsstatus og utviklingstrender i laksebestandene (Hindar 2011). Verken rapportert elvefangst av laks på Nord-Møre (1982-2011) eller detaljerte nedtegnelser av laksefangst på elvestrekningen Øvre Sæter i Surna (1973 – 2010) synes å vise noen tydelig nedadgående trender. Det gjør imidlertid sjøfangstene av laks hvor rapportert fangst reduseres med bortimot 90 % i perioden 1983 – 2011. Og det til tross for at rømt oppdrettslaks inngår i rapportene. Ved Veideholmen utgjorde de i perioden 1988-2006 omkring halvparten av rapportert sjøfangst. Strengere reguleringer av sjøfiske i løpet av perioden har etter all sannsynlighet påvirket rapportert fangst i sjø mye.

En omfattende langtidsstudie av fangststatistikk fra 84 norske laksevassdrag fordelt i fem regioner og fra 48 vassdrag i to regioner i Skottland fant relative forskjeller i fangstutvikling regionene imellom (Vøllestad med flere 2008). Trenden var at fangstene relativt sett økte over tid i de fleste regionene. Unntak er fangstene i Vestlandsregionen, hvor Nord-Møre inngår, og for vestkysten av Skottland, der de relativt sett blir lavere. Vøllestad med flere (2008) foreslår at nedgangen skyldes at disse regionene har spesielt høy oppdrettsaktivitet.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) sine beregninger for lakseinnsig til Vest-Norge viser en reduksjon på 85 % i perioden 1983-2010 og 59 % for Midt-Norge, hvor Nord-Møre inngår (Anon 2011c). VRL konkluderer med at på tross av flere påvirkningsfaktorer er det overveiende sannsynlig at økt smittepress fra lakselus og vedvarende høye innslag av rømt oppdrettslaks i bestandene er særlige viktige årsaker til spesielt lavt innsig til Vest-Norge.

4.3 Rømt oppdrettslaks

Rømt oppdrettslaks er påvist i flere vassdrag i regionen og, i det minste, noen av disse kan stamme fra rømminger fra anlegg i nærområdet. I skjellprøvematerialer fra stamfisket om høsten i perioden 2005 - 2010 fant man høye innslag av rømt oppdrettslaks (11 - 43 %) (Johnsen med flere 2011). Det svært høye innslaget i dette materialet fra 2006 (43 %), kan ha sammenheng med den historisk store rømmingen av oppdrettslaks ved Tustna i august 2005, en rømming som skjedde like utenfor fjordområdet til Surna og relativt nær elva (ca 35 km unna) (Johnsen med flere 2011). En simulert vinter rømming ved Honnhammervika, der oppdrettslaks ble merket med akustiske sendere, påviste imidlertid ingen oppvandring i lokale vassdrag i Sunndalsfjorden (Solem med flere 2012).

Basert på en såkalt gjennomsnittlig årsprosent for perioden 1989 – 2009 for andel rømt oppdrettslaks i Driva og Surna foreslår Diserud med flere (2012) at alle vassdragene i regionen kategoriseres som sårbare. Kategorien sårbar innebærer en modellert restandel av villaks mellom 50-75 % i vassdragene i regionen (Diserud med flere 2012). Taranger med flere (2012) fant imidlertid ikke tydelige genetiske endringer i foreløpige genetiske analyser av voksen Surna laks ved bruk av metoder for både SNP-markører og mikrosatelitter. Men de fant tegn til endring over tid i en eller to av måleparametrene. Den nye metoden for å studere SNP-markører kan skille mellom avkom fra villaks og avkom der en eller begge foreldrene er rømt oppdrettslaks. Metoden er beskrevet av Karlsson med flere (2011). Taranger med flere (2012) har i sine foreløpige analyser fra 21 vassdrag landet over ikke funnet noen sterk sammenheng mellom andel rømt oppdrettslaks (årsprosent) og genetiske endringer. Likevel er prosent rømt laks i elven fremdeles en relativt enkel og rask indikator for å varsle risiko for genetisk endring i en elv (Taranger med flere 2012). Tilstanden må likevel verifiseres ved bruk av genetiske metoder (Taranger med flere 2012). Ideelt sett bør alle laksevassdrag overvåkes, men fordi det anses urealistisk kan overvåking av de 220 bestandene VRL gir forvaltningsråd for være utgangspunkt for et optimalt overvåkingsprogram (Taranger med flere 2012).

Hvorvidt rømt oppdrettslaks kan ha bidratt til redusert lakseproduksjon i de enkelte elvene på Nord-Møre er uavklart, men kan ikke utelukkes. De nye genetiske metodene for SNP-markører er imidlertid et viktig verktøy for å kunne måle hva rømt oppdrettslaks kan bety for lakseproduksjonen i forskjellige vassdrag (Sten Karlsson pers med). Analysemetoden er

under utvikling og Taranger med flere 2012 venter at den kan gjøres operativ for forvaltningen tidligst sommeren 2013. Innsamling av prøver av parr og gytelaks bør likevel startes umiddelbart allerede fra sommeren 2012.

4.4 Lakselus

Lakselus på vill laksefisk er lite undersøkt på Nord-Møre. I 2007 og 2008 ble imidlertid sjøørret på to stasjoner i ytre deler av Sunnfjord undersøkt. Infeksjonen var betydelig høyere i 2008 enn i 2007 (Bjørn med flere 2009). I 2008 var infeksjonen på et slikt nivå at både individ og populasjon sannsynligvis kunne påvirkes negativt (Bjørn med flere 2009). Tidlig tilbakevandring av sjøørret er brukt som indikator på sterkt lusepress, for eksempel Jonsson med flere (2009). På Nord-Møre er det i flere elve- og bekkemuninger observert sterkt infisert sjøørret over flere år (Ove Eide pers med 2012).

Fangstene av sjøørret på Vestlandet var i 2008 nær halvert sammenlignet med de siste fem årene og inkluderes hele perioden etter toppåret i 2000 var tilbakegangen ennå sterkere (Jonsson med flere 2009). De mest aktuelle årsaksforholdene det ble pekt på var økosystemendringer i sjøen, lakselus, klimaendring og muligens fiske sykdommer. Rapporterte elvefangster av sjøørret på Nord-Møre viser samme trend, men i ennå sterkere grad enn for Vestlandet som helhet. VRL peker på økt lakselusinfeksjon som én sannsynlig årsak til bestandsnedgang i flere regioner (Anon 2011c). Også Taranger med flere (2010) mener det er risiko for at lakselusa kan ha bestandsregulerende effekter på sjøørret i Møre og Romsdal. Risikoen blir vurdert som moderat, mens risikoen vurderes som høy bl.a. i nabofylket i sør. DN vurderer lakselusa til å ha moderat påvirkning på 90 % av sjøørretbestandene på Nord-Møre.

Laksesmolten kom seg i 2011 trolig ut fjordene i Møre og Romsdal uten for mye lus, det indikerer målinger på sjøørret (Bjørn med flere 2011). Sannsynligheten for at lus hadde bestandsregulerende effekt for laks ble derfor vurdert som lav av Taranger med flere (2011). Synkrone avlusinger på våren kan de siste årene se ut til å ha forskjøvet økningen i infeksjonspresset til noe senere på sommeren og i det minste tidligvandrende laksesmolt kan ha unnslipt de verste smittepulsene (Bjørn med flere 2011). Det er nå satt i gang studier som skal belyse tidspunkt for utvandring av laksesmolt i Surna (Johnsen med flere 2011). Resultatene derfra vil kunne gi viktige bidrag for å vurdere om laksesmolten derfra unnslipper smittepulsene av lakselus.

4.5 Gyrodactylus salaris

Problemene med lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* er større i Møre og Romsdal enn i noe annet fylke (Johnsen med flere 1999). Hele seks laksevassdrag på Nord-Møre ble infisert i løpet av 1980-tallet. De to elvene Bævra og Stordalselva er behandlet med fiskegiften rotenon og de ble i 1994 erklært smittefrie. Rapporterte laksefangster er ennå lave i Bævra sammenlignet med før behandlingen og Johnsen med flere 2011 konkluderte med at parasitten og nødvendige behandlinger har hatt alvorlige virkninger på laksebestanden som det vil ta tid å rette opp.

Laksebestanden påvirkes sterkt negativt ved introduksjon av parasitten. Gjennomsnittlig dødelighet blant lakseunger i undersøkte "gyro-vassdrag" er beregnet til 86 %, med opptil 99 % dødelighet i de verst berørte bestandene (Johnsen med flere 1999). Produksjonen av laksesmolt i de fire gjenværende smittede vassdragene Batnfjordelva, Driva, Litledalselva og Usma er derfor trolig sterk redusert. Gytebestandsmålene for laksebestandene i disse fire vassdragene utgjør omkring halvparten av samlet gytebestandsmål for alle de 14 laksevassdragene på Nord-Møre. Det finnes ikke noen direkte sammenheng mellom gytebestandsmål og smoltproduksjon, til det er miljøforholdene i vassdragene for ulike. Likevel kan sammenligningen være et bilde som kan illustrere gyroens påvirkning på smoltproduksjonen i regionen Nord-Møre. I Driva er det rapportert gjennomsnittlig 776 fanget laks hvert år de siste ti årene til tross for at vassdraget er infisert. . Johnsen med flere 2005 fant at en stor andel av ungfisken i vassdraget var hybrider mellom laks og ørret, men de fant ingen hybrider blant gytefisk. Likevel er det sannsynlig at deler sportsfiskefangstene de siste årene består av hybrider (Ove Eide, pers. med. 2012).

5 Forslag til overvåking

Vi anbefaler at det prioriteres overvåking som kan supplere eller inngå som ledd i pågående eller foreslåtte nasjonale program. Det er viktig at det brukes standardiserte metoder ved innhenting av data (se Bjørn med flere 2011, Skilbrei med flere 2011 og Taranger med flere 2012).

Taranger med flere (2012) har gitt forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettlaks på villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende lakse- og sjøørretbestander. Der foreslås det både med hensyn til rømt oppdrettlaks og lakselus varslingsindikatorer og verifiseringsindikatorer for effekter på anadrome laksefisk. Videre foreslås det overvåkingsprogram.

5.2 Overvåking av rømt oppdrettlaks

Andel rømt oppdrettlaks om høsten bør overvåkes i både Vågsbølva, Toåa, Søya, Driva og Surna. Med unntak av Driva gir VRL forvaltningsråd for disse vassdragene. Driva bør som nasjonalt laksevassdrag i tillegg inkluderes i et eget redusert overvåkingsprogram. Ideelt sett burde alle de 14 laksevassdragene på Nord-Møre inkluderes.

Andel rømt oppdrettlaks i gytepopulasjonene foreslås av Taranger med flere (2012) som en relativt enkel og rask indikator for å varsle risiko for genetisk endring i elv. De anbefaler at det utarbeides en protokoll for innsamling av materiale, tettere kontakt og samarbeid mellom lokale, frivillige og forskningsmiljøer slik at denne delen av overvåking og innsamling av materiale profesjonaliseres og kvalitetssikres. Avhengig av hvilke nivå som finnes foreslår Taranger med flere (2012) at det umiddelbart settes i verk tiltak og eller eventuell verifisering av tilstand ved hjelp av genetiske metoder.

Genetisk overvåking bør, på bakgrunn av kunnskap om observasjoner av rømt oppdrettlaks i Surna og Driva, starte så raskt som mulig.

5.3 Overvåking av lakselus på viltlevende lakse og sjøørretbestander

Taranger med flere (2012) foreslår at eksisterende OK-program fra Mattilsynet fortsetter som en basisovervåking fram til 2016. Programmet overvåker lakselusinfeksjonen på vill laksefisk i alle fylkene langs norskekysten (for ytterligere informasjon se Bjørn med flere 2011). I dag finnes imidlertid ingen overvåkingsstasjoner på Nord-Møre og det finnes ingen detaljert informasjon som kan bidra til å dokumentere effekter. Taranger med flere (2012) hevder likevel at resultater fra OK-programmet sammenholdt med eksisterende kunnskap vil være tilstrekkelig til å gi en så presis vurdering som mulig av politiske bestemte bærekraftsmål. Videre vil det også være mulig å gi råd om behovet for ytterligere tiltak.

Taranger med flere (2012) skisserer et løp med mål om å utvikle og implementere et modellbasert verktøy for varsling og verifisering ved hjelp av fiske innen 2017.

Prosjektet laksefisk og luseovervåking i Romsdalsfjorden har vært et viktig supplement til den nasjonale lakseluseovervåkingen (Berg med flere 2012). For å begrense uttaket av sjøørret/laksesmolt ble det der tatt i bruk spesialkonstruerte ruser som fanget fisken levende og gjorde det mulig å gjøre merking-gjenfangst. Romsdalsfjorden omfattes av den nasjonale overvåkingen der sjøørret fanges med flytegarn. Berg med flere (2011) har evaluert de ulike metodene for overvåking og konkluderte med: *"For øyeblikket mener vi at en kombinasjon av telling i oppdrettsanlegg, et tilstrekkelig antall bur og direkte overvåkning på vill laksefisk, kanskje helst med trål (laksesmolt) og ruse (sjøørret og sjørøye), er den mest velegnede metoden for å overvåke infeksjonspresset på vill laksefisk langs norskekysten"*.

For overvåking spesielt rettet mot postsmolt av laks anbefaler Vitenskapelig råd for lakseforvaltning at innsamling konsentreres til ytre deler av utvandningsruten slik at det faktiske infeksjonstrykket som fisken opplever blir best mulig representert (Anon 2011a).

Tilbakegangen i rapporterte fangster av sjøørret er sterkere for Nord-Møre enn for fylket og landsdelen som helhet. Smittepress fra lakselus kan være en påvirkningsfaktor og overvåking med metoder anbefalt av Berg med flere (2011) bør startes med mål om å dokumentere eventuelle sammenhenger. Utvandringstidspunkt for laksesmolt i Surna skal overvåkes. Overvåking av smittepress i ytre deler av utvandningsruten vil være viktig for mer presist å kunne vurdere om postsmolten unngår smittepulser av lakselus.

6 Konklusjon

- Tilstanden til laksebestandene på Nord-Møre er i følge Lakseregisteret (Direktoratet for naturforvaltning (DN)) gjennomgående dårligere enn for landet som helhet. Ingen bestander er imidlertid tapt og ingen elver er stengt for fiske.
- Lakseinnsiget til Midt-Norge kan i perioden fra 1983 – 2010 være redusert med hele 59 %.
- Fire av de 14 laksevasdragene på Nord-Møre er infisert med *Gyrodactylus salaris* og har sterkt redusert smoltproduksjon. Gytebestandsmålet (GBM) for laks i disse fire elvene utgjør hele halvparten av det samlede GBM for elvene i regionen.
- Fem laksevasdrag er berørt av vassdragsregulering. Det har gitt lavere naturlig smoltproduksjon og laksefangster. Som kompensasjon er regulantene er pålagt å sette ut lakseunger og smolt for å bidra til å øke gytebestander.
- Lakselus påvirker i følge DN laksebestandene i minst 10 av de 14 lakseelvene. Det gir en større andel enn for landet som helhet.
- Det mangler overvåking av lakselus på utvandrende laksesmolt. Overvåking på andre stasjoner i langs kysten av Møre og Romsdal antyder at påviste lakselusmengder enkelte år kan føre til økt dødelighet.
- Rømt oppdrettslaks påvirker i følge DN laksebestandene i minst ti av de 14 lakseelvene. Det gir den samme andelen som for landet som helhet.
- Det mangler relevante undersøkelser som kan dokumentere om rømt oppdrettslaks har hatt bestandsregulerende effekter i laksebestander på Nord-Møre. Modeller basert på resultater fra studier gjort i elvene Imsa og Burrishole og påvisning av rømt oppdrettslaks i Surna antyder likevel at rømt oppdrettslaks kan ha ført til genetiske endringer hos bestander i regionen. Foreløpige genetiske analyser av gytelaks i Surna kan vise tegn til genetiske forandringer over tid.
- Kvalitetssikret overvåking av andel rømt oppdrettslaks i alle laksevasdragene bør startes og i vassdrag med en viss andel rømt oppdrettslaks bør genetiske studier gjøres.
- Tilstanden til de 67 sjøørret bestandene i regionen er i følge DN gjennomgående bedre enn for landet som helhet. Ingen bestander vurderes som tapt eller truet.
- Lakselus vurderes av DN til å være den dominerende påvirkningsfaktoren for tilstanden til sjøørretbestandene på Nord-Møre. Lakselus påvirker moderat minst 90 % av bestandene.
- Det mangler systematisk overvåking av lakselus på sjøørret i regionen. Undersøkelser av nivåer av lakselus på et lite materiale sjøørret fanget i Sunndalsfjorden antyder at lakselus i ett av de to årene undersøkelsen pågikk kan påvirke individer og populasjoner negativt.
- For dokumentasjon av lakselus på sjøørret må relevant overvåking startes i regionen.
- Rapporterte fangster av sjøørret er redusert mye siden 2000, og i sterkere grad enn Vest- og Midt-Norge som helhet. Lakselus kan være en av de bakenforliggende faktorene.

7 Referanser

- Anon. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2: 1-213.
- Anon. 2011a. Kvalitetsnormer for laks - anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s.
- Anon. 2011b. Status for norske laksebestander i 2011. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 3, 285 s.
- Anon. 2011c. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 3b, 566 s.
- Berg, M., Finstad, B., Kvalvik, A., Uglem, I., Bjørn, P.A. og Nilsen, R. 2012. Laksefisk og luseovervåking i Romsdalsfjorden. NINARapport 779. 43 s.
- Bergan, P. I, Skatvold, B., Magnussen, K., Forberg, K.-M., Rognes, A., Størset, L., Jenssen, L og Djupvik, E. 2012. Fiskesperre i Driva. Planbeskrivelse med teknisk plan og konsekvensutredning av miljø- og samfunnsinteresser. Sweco rapport. 93 s
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Uglem, I., Asplin, L., Skaala, Ø., Boxaspen, K.K. og Øverland, T. 2009. Nasjonal lakselusovervåking 2008 på ville bestander av laks, sjøørret og sjørøye langs Norskekysten samt i forbindelse med evaluering av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. - NINA Rapport 447. 52 pp.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Asplin, L., Skilbrei, O., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M. og Boxaspen, K.K. 2011a. Metodeutvikling for overvåking og telling av lakselus på villlevende laksefisk. Rapport fra Havforskningen 8. 58 s.
- Bjørn, P. A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Boxaspen, K., K., Finstad, B., Uglem, I., Kålås, S., Barlaup, B., og Wiik Vollset, K. 2011b. Sluttrapport til Mattilsynet over lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs norskekysten i 2011.- Rapport fra Havforskningen 19. 34 s.
- Bremset, G. og Sæter, A.O. 2011. Fiskebiologiske undersøkingar i Toåa og Romåa hausten 2010. - NINA Rapport 723. 24 pp.
- Diserud, O. H., Fiske, P., og Hindar, K. 2010. Regionvis påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander i Norge. NINA Rapport 622. 40 s.
- Diserud, O.H., Fiske, P., og Hindar, K. 2012. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks - NINA Rapport 782. 32 s + vedlegg.
- Fiske, P. 2011. Rømt oppdrettslaks i prøver fra laksebestandene innsamlet høsten 2010. Notat til Fiskeridirektoratet. NINA. 5s.
- Hansen, L. P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A. J. og Sægrov, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN, 2007-2: 1-54 + 34 siders vedlegg.
- Hindar, K. 2011. Evaluering (review) av faktagrunnlaget om påvirkning mellom oppdretts- og villaks: Lakselus og genetikk, NINA. Del 1: Prosjekt lakselus – Vedlegg om laksestatistikk. Prosjektnummer FHF: 900578. Notat 14 s + 2 siders vedlegg.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A. J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J. V., Saltveit, S. J., Sægrov, H. og Sættem, L. M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. - NINA Rapport 226. 2007. 78 s.
- Hvidsten, N. A., og Johnsen, B.O. 1990. Virkninger på ungfisk og fiske ved biotopjusterende tiltak i Søya, Surnadal Kommune. NINA Oppdragsmelding 041. 20 s.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. og Jensen, A.J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA Oppdragsmelding 617. 129 s.
- Johnsen, B. O., Hindar, K., Balstad, T., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Jensås, J.G., Syversveen, M. og Østborg, G. (2005). Laks og *Gyrodactylus* i Vefsna og Driva. Årsrapport 2004. Norsk institutt for naturforskning. NINA Rapport 34. 33 s.
- Johnsen, B.O., Brabrand, Å., Jansen, P.A., Teien, H-C. & Bremset, G. 2008. Evaluering av bekjempelsesmetoder og *Gyrodactylus salaris*. Rapport fra ekspertgruppe. Utredning for DN 2008-7.

- Johnsen, B.O., Bremset, G. og Hvidsten, N.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Bævra, Møre og Romsdal. Fagrapport 2011. - NINA Rapport 698. 70 s.
- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. og Bremset, G. 2011. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Fagrapport 2011. - NINA Rapport 700, 117 s.
- Jonsson, B. (red), Boxaspen, K., Fiske, P., Gjerde, B., Poppe, T. og Wennevik, V. 2006. Interaksjoner mellom lakseoppdrett og villaks: Oppdatering av kunnskap etter NOU 1999:9. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 2. 80 s.
- Jonsson, B., Sægvog, H., Finstad, B., Karlsen, L.R., Kambestad, A., Langåker, R.M. og Gausen, D. (eds.) 2009. Bestandsutvikling hos sjøørret og forslag til forvaltningstiltak. - DN Notat 1-2009. 28 pp. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K. A. og Hindar K. 2011. Generic Genetic. Differences between Farmed and Wild Atlantic Salmon Identified from a 7k Snp-Chip. *Molecular Ecology Resources* 11: 247-253.
- Lakseregisteret. Direktoratet for naturforvaltning. Oppdatert 2012. <http://dnweb12.dirnat.no/Lakseregisteret43/>
- Lund, R.A. 1998. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-97. - NINA Oppdragsmelding 556: 1-25.
- Solem, Ø., Hedger, R., Urke, H.A., Kristensen, T., Økland, F., Ulvan, E. og Uglem, I. 2012. Atferd hos rømt oppdrettslaks i Sunndalsfjorden - NINA Rapport 805, 23 s.
- NOU, 1999. Til laks åt alla kan ingen gjera? Norges Offentlige utredning 1999. 297 s.
- Solem, Ø., Karlsson, S., Eide, O. og Johnsen, B.O. 2012. Kartlegging av ungfiskbestander i Litledalselva - NINA Rapport 824. 24 s.
- Skilbrei, O.T., Vølstad, J.H., Bøthun, G., og Svåsand, T. 2011. Evaluering av datagrunnlaget 2006–2009 for estimering av andel rømt oppdrettslaks i gytebestanden i norske elver. Forslag til forbedringer i utvalgsmetoder og prøvetakingsmetodikk. Rapport fra Havforskningsinstituttet Nr 7-2011. 38 s.
- Taranger, G.L., Boxaspen, K.K., Madun, A.S. og Svåsand, T. (red.) 2010. Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett. Fisken og havet, særnummer 3-2010, 97 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Madhun, A.S. og Boxaspen, K.K. (red.) 2011. Oppdatering - Risikovurdering - miljøvirkning av norsk fiskeoppdrett, Fisken og havet, 3-2011. 99 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Bjørn, P. A., Jansen, P.A., Heuch, P. A., Grøntvedt, R. N., Asplin, L., Skilbrei, O., Glover, K., Skaala, Ø., Wennevik, V. og Boxaspen, K. K. 2012. Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefiskbestander . Rapport fra Havforskningsinstituttet 13-2012. 40s.
- Villaksportalen. Direktoratet for naturforvaltning. 2012. <http://www.dirnat.no/villaksportalen/>
- Vøllestad, L.A., Hirst, D., og L'Abée-Lund, J.H. 2009. Divergent trends in anadromous salmonid populations in Norwegian and Scottish rivers. *Proceedings of the Royal Society B*, 276: 1021-1027.

8 Vedlegg

Vedlegg 1: Kommuneneavn, vassdragskode, vassdragsnavn, fiskesesong (kilde: DN, lakseregisteret), gjennomsnittlig rapportert fangst siste ti år, av år der fangst er rapportert og gytebestandsmål (GBM) (kilde: SSB, DN, lakseregisteret, Anon 2010), DNs vurdering av bestandstilstand for laks (kilde: lakseregisteret), bestemmende påvirkningsfaktor (kilde: lakseregisteret), gjennomsnittlig % sannsynlighet for måloppnåelse fire siste år (kilde: Anon 2011), DNs vurdering av bestandstilstand for sjørørret og bestemmende påvirkningsfaktor for sjørørretbestand.

Kommune (utløp)	Vassdr. kode	Vassdrag	Fiske-sesong 2012	Fangst gjennomsnitt rapport, antall	Laks Tilstand	Laks best. Påvirkningsfaktor	GBM og snitt % sannsynlig for mål-oppnåelse 4 siste år	Sjørørret tilstand	Sjørørret best. Påvirkningsfaktor
Aure	113.8Z	Aureelva (Aure)	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07	L=10 (2002) SJØ=5	Moderat påvirket	Lakselus/rømt oppdrettslaks	Gbm 5 kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	113.71Z	Bjørtingelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	116.2Z	Gjela-vassdraget	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	114.32Z	Jørgenvåg-elva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		-			-	
Aure	116.6Z	Ledals-vassdraget	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	114.33Z	Linnvåg-vassdraget	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		-			-	
Aure	114.212Z	Solskjeelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		-			-	
Aure	114.31Z	Storelva (Tustna)	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		-			-	
Aure	113.6Z	Todalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07	L =31 SJØ=41	Moderat påvirket	Lakselus/rømt oppdrettslaks	Gbm 164 kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	113.72Z	Torseteelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvreproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	114.1Z	Vinsternelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvreproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Aure	114.12Z	Vågoselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvreproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Averøy	110.33Z	Bae-elva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07	L=1 SJØ=15	Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Averøy	110.3Z	Bådsmannelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Averøy	110.21Z	Steinvikelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Averøy	110.32Z	Utehimselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Averøy	110.22Z	Åelva	L:15.06-15.07		Ikke			Spesielt	Lakselus

			Ø:15.06-15.07		selvproduserende			hensynskrevende	
Eide	108.22Z	Kjølabekken	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Eide	108.1Z	Lyngstadvas sdraget	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Eide (Fræna)	108.11Z	Sandblåstelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	----
Eide	108.221Z	Vassgårdselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07	L=100 SJØ=37	Dårlig	Lakselus/rømt oppdrett	Gbm 30kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Eide	108.2Z	Vågsbøelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07	L=85 SJØ=298	Dårlig	Rømt oppdrettslaks	18% GBM 344 kg	Redusert	Lakselus
Eide	108.222Z	Ådalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Gjemnes	109.1Z	Angvikelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Redusert	Vassdragsregulering/lakselus
Gjemnes	108.3Z	Batnfjordselva	L:01.06-31.08 Ø:01.06-31.08	L=70 SJØ=51	Svært dårlig	Gyro/lakselus	Gbm 875 kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Gjemnes	109.11Z	Flemelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Gjemnes	109.111Z	Hoemselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Gjemnes	108.41Z	Skeisdalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus/andre fysiske inngrep
Gjemnes	108.4Z	Torvikelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus/andre fysiske inngrep/+?
Halsa	113.22Z	Betnaelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Halsa	113.422Z	Dalaelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus/andre fysiske inngrep
Halsa	113.511Z	Dennåa	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Halsa	113.512Z	Engdalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Halsa	113.2Z	Gammelsagelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Halsa	113.41Z	Grytåa	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Halsa	113.51Z	Rodalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Halsa	113.21Z	Sagelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	---
Halsa	113.4Z	Sandåa	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Sårbar	Lakselus/andre fysiske inngrep
Halsa	113.42Z	Storelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Kristiansu	110.13Z	Freielva	L:15.06-15.07		Ikke			Spesielt	Lakselus

nd			Ø:15.06-15.07		selvproduserende			hensynskrevende	
Kristiansund	110.16Z	Kvalvikelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Kristiansund	110.12Z	Kvalvågrelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Smøla	115.2Z	Fuglvågvdraget	L:15.12-15.09 Ø:15.12-15.09					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Smøla	115.21Z	Hinnåa	L:15.12-15.09 Ø:15.12-15.09					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Smøla	115.3Z	Hopenvassdraget	L:15.12-15.09 Ø:15.12-15.09					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Smøla	115.211Z	Lervikbekken	L:15.12-15.09 Ø:15.12-15.09					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Smøla	115.1Z	Rokstadelva	L:15.12-15.09 Ø:15.12-15.09					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Sunnadal	109.Z	Drivavassdraget (hele)	L:01.06-31.08 Ø:01.07-31.08	L=776 SJØ=1240	Svært dårlig	Gyro	GBM 6076	Redusert	Lakselus
Sunnadal	109.3Z	Jordalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Vassdragsregulering/lakselus
Sunnadal	109.5Z	Litledalselva	L:01.06-31.08 Ø:01.06-31.08	L=56 SJØ=336	Svært dårlig	Vassdragsregulering/gyro	Gbm 252 kg	Spesielt hensynskrevende	Vassdragsregulering/Lakselus
Sunnadal	109.6Z	Oppdølselva (Sunnadal)	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	-----
Sunnadal	111.5Z	Ulvåa	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Vassdragsregulering/lakselus
Sunnadal	109.4Z	Usma	L:01.06-31.08 Ø:01.06-31.08	L=20 SJØ=144	Svært dårlig	Gyro	Gbm 370 kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Surnadal	112.4Z	Beleelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	
Surnadal	112.3Z	Bævra	L:15.06-15.08 Ø:15.06-15.08	L=25 SJØ=60	Dårlig	Vassdragsregulering/Lakselus/ rømt oppdrettslaks	Gbm 1074 kg	Redusert	Lakselus
Surnadal	111.72Z	Prestelva (Surnadal)	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	-----
Surnadal	111.711Z	Rossåa	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Vassdragsregulering
Surnadal	112.42Z	Settemdalselva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Surnadal	112.Z	Surna	L:01.06-31.08 Ø:01.06-31.08	L=998 SJØ=863	Dårlig	Vassdragsregulering Lakselus/rømt oppdrettslaks	136% GBM 4836kg	Redusert	Vassdragsregulering, lakselus
Surnadal	111.7Z	Søya	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.08	L=174 SJØ=393	Dårlig	Lakselus/rømt oppdrettslaks/	19% GBM 621kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus/andre

Surnadal	111.Z	Todalselva (Surnadal)	L:15.06-15.08 Ø:15.06-15.08	L=87 SJØ= 285	Dårlig	andre fysiske Lakselus/rømt oppdrettslaks/ Vassdragsregulering	Gbm 426 kg	Spesielt hensynskrevende	Lakelus/andre
Tingvoll	109.7Z	Gylelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Andre fysiske inngrep/lakselus/ rømt laks
Tingvoll	111.412 Z	Jøvikelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Tingvoll	109.71Z	Koksvikelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Tingvoll	109.711 Z	Rimstadelva (Tingvoll)	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	Vassdragsregulering/lakselus
Tingvoll	111.4Z	Storelva (Hanemsvatnet)	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Dårlig	Vassdragsregulering/lakselus/rømt oppdrettslaks	Gbm 35 kg	Spesielt hensynskrevende	Vassdragsregulering/lakselus
Tingvoll	111.21Z	Strømosen	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Tingvoll	111.31Z	Torjulelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07					Spesielt hensynskrevende	
Tingvoll	111.2Z	Ulsetelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Dårlig	Lakselus	Gbm 9 kg	Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Tingvoll	111.3Z	Vågelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus
Tingvoll	111.42Z	Åsprongelva	L:15.06-15.07 Ø:15.06-15.07		Ikke selvproduserende			Spesielt hensynskrevende	Lakselus

Vedlegg 2: Kart over kommuner på Nord-Møre med anadrome vassdrag. Røde punkter viser anadrome vassdrag. Røde stjerner Nasjonale lakevassdrag og skarp blå farge nasjonale laksefjorder (Kilde: Lakseregisteret, DN).





Halsa



Kristiansund



Smøla



Sunnda



Surnadal



Tingvoll

Delrapport nr. 5

Effekt på marin villfisk

Inge Fossen



Møreforskning Marin
Postboks 5075, 6021 Ålesund

INNHold

OPPSUMMERING	169
SUMMARY	170
1 INNLEDNING	171
2 MATERIAL OG METODE	172
2.1 Datainnhenting.....	172
2.2 Deltagere.....	173
3 RESULTAT.....	174
3.1 Beskrivelse av situasjonen fra ulike kilder:	174
3.1.1 Fiskemottak:	174
3.1.2 Fiskere:	174
3.1.3 Tilbakemeldinger fra lokale fiskarlag:	174
3.1.4 Sportsfiskere/Turistfiske:	175
3.1.5 Andre aktører:	175
3.2 Registrert fiskeaktivitet rundt oppdrettsanlegg	176
4 DISKUSJON	179
4.1 Metode.....	179
4.2 Resultater	179
4.3 Fiske i tilknytning til anlegg	180
4.4 Andre forhold:	181
5 KONKLUSJON	181
6 REFERANSER	183
7 VEDLEGG.....	185
7.1 Spørreskjema for fiskere på Nordmøre	185
7.2 Skjema for fiskeaktivetsrapport.....	187

OPPSUMMERING

Som del av prosjektet Miljødokumentasjon Nordmøre søker denne arbeidspakken å beskrive hvilke påvirkninger oppdrettsaktivitet har på hvitfisk i regionen. Dette er gjort gjennom kontakt med fiskere, mottak, myndigheter og organisasjoner. Videre er fiskeaktivitet i nærheten av oppdrettsanlegg registrert for å kunne gi en første indikasjon om omfanget av dette.

Redusert kvalitet hos hvitfisk synes ikke å være et betydelig problem for kystfiskerne på Nordmøre. Meldte problemer er av lokal karakter, og omfanget synes å være redusert de siste årene. Mønstrer støttes av ulike aktører som kjenner kystfisket godt.

På Nordmøre foregår det et direkte fiske opp mot oppdrettslokaliteter. Turistfiskere dominerer dette, men resultatene tyder på at det ukentlig leveres fisk fra yrkesfiskere som er fisket tett opp mot flere av oppdrettslokalitetene i regionen. Dette underbygger antagelsen om at kvalitetsreduksjonen i villfisk synes å være et begrenset problem på Nordmøre.

Arealbeslag og usikkerhet knyttet til mulige påvirkninger synes langt på vei å være en større utfordring for yrkesfiskerne i regionen.

SUMMARY

As part of the project “Environmental Documentation Nordmøre”, this work package describes the impact of aquaculture activities on whitefish in the region. This is done through contact with fishermen, landing facilities, authorities and organizations. Moreover, fishing activities near fish farms were registered in order to gain an indication on the extent of this.

Reduced quality of whitefish doesn't appear to be a significant problem for coastal fishermen in Nordmøre. Reported problems are local in nature, and the extent seems to have declined in recent years. The pattern supported by various parties who have good knowledge of the coastal fishery in this area.

In Nordmøre there is directed fishery close to aquaculture facilities. Tourist fishermen dominate this, but the results suggest that there are weekly deliveries of fish from commercial fishermen who are fishing close to the aquaculture facilities in the region. This supports the assumption that quality reduction in the wild seems to be a limited problem in Nordmøre.

Land seizures and uncertainty related to possible impacts seems to be a more serious challenge for the professional fishermen in the region.

1 Innledning

Arbeidspakken er en av fem delprosjekter i prosjektet Miljødokumentasjon Nord-Møre. For nærmere beskrivelse av bakgrunnen for prosjektet, se sammenfattende del av denne rapporten.

Det er en kjensgjerning at oppdrettsanlegg i sjø tiltrekker seg villfisk, både i varme og tempererte farvann (Dempster et al., 2004; 2009). Undersøkelser gjort ved lakseoppdrett langs norskekysten har anslått mengden villfisk som aggregerer rundt et oppdrettsanlegg til å variere mellom 0,6-41 tonn (Dempster et al., 2009). Studien indikerer at det i snitt oppholdt seg om lag 10 tonn villfisk rundt hvert enkelt anlegg til enhver tid. I Ryfylke er det imidlertid gjort akustiske beregninger av seistimer på flere hundre tonn under enkelte anlegg (Sæther et al., 2012).

En rekke fiskearter er observert til å oppholde seg i umiddelbar nærhet til anleggene, i kortere eller lengre perioder. Blant de artene som opptrer hyppigst og oppholder seg lengst ved anleggene langs norskekysten er torskefisk som sei (*Pollachius virens*), torsk (*Gadus morhua*), og hyse (*Melanogrammus aeglefinus*). Av disse synes tosk og sei å være de artene som aggregeres tettest opp til anleggene. (Bjordal & Skar, 1992; Dempster et al., 2010; Sæther et al., 2012).

I løpet av det siste tiåret er det ved flere anledninger rapportert om fangst av villfisk (sei og torsk) med redusert kvalitet, hvor kvalitetsforringelsen er knyttet opp mot en effekt av at fisken har oppholdt seg i nærheten av oppdrettsanlegg over tid (Anon, 2009; Dempster et al., 2011; Fernandez-Jover et al., 2011; Fiskeridirektoratet, 2011). Spesielt har situasjonen i Ryfylke bidratt til å sette problemstillingen på dagsorden (Anon, 2009; Fiskeridirektoratet, 2011). Her var kvaliteten på sei i fjordbassenget så dårlig at mottakene stoppet mottak av denne. Situasjonen i Ryfylke har bedret seg de siste årene, og problemer av lignende omfang er ikke rapportert fra andre steder i Norge (Fiskeridirektoratet, 2011; Sæther et al., 2012).

Rapportert kvalitetsforringelsen på slik fisk er i hovedsak knyttet opp til at den er feitere enn annen villfisk, har stor lever, og kan lukte fra fôr når den blir sløyd. Økte glykogenlager i muskulaturen, som omsettes til melkesyre ved død, gjør at fisken kan få en bløtere tekstur i kjøttet. (Otterå et al., 2007).

En eksperimentell studie konkluderte med at villfanget sei fôret på laksefôr, i 8 måneder, resulterte i høyere kondisjonsfaktor og leverindeks sammenlignet med villfisk og sei fôret på torskefôr. Utover dette var det små forskjeller i smak og utseende mellom de ulike gruppene. (Otterå et al., 2008). Det er med andre ord ikke gitt at villfisk som spiser fôr får redusert kvalitet. Her er det flere faktorer som spiller inn og det er så langt ikke gjennomført detaljerte studier i den sammenheng, se også Otterå et al. (2008), Fernandez-Jover et al. (2011) og Sæther et al. (2012).

Sei som vandrer mellom ulike anlegg i et fjordsystem kan potensielt fungere som en smittekilde for patogener som deles både av laks og sei (Uglem et al., 2009). Det har imidlertid også blitt antydnet at oppdrettsanleggene langs kysten kan ha en positiv effekt for

villfiskbestander, gjennom å fungere som “skjul”, gi økt kondisjon og reproduksjonsevne til lokale villfiskbestander (Dempster et al., 2011).

Som det er vist ovenfor er det mange problemstillinger og mulig vinklinger på utfordringer knyttet til interaksjoner mellom oppdrett og villfisk. Blant næringsutøvere og menigmann er det også ulike oppfatninger knyttet til betydningen slike interaksjoner kan ha lokalt. I arbeidspakke 5 har vi valgt å **fokuserer på å anskueliggjøre i hvilken grad oppdrettsanlegg faktisk påvirker ulike fiskeinteresser på Nordmøre**. I denne omgang er det tatt utgangspunkt i de **observerbare effektene**, med hovedfokus på de interessene som utnytter hvitfisk forekomstene i nærmiljøet. **Her inngår i førsterekke yrkesfiskere, men også turist- og sportsfiskere.**

2 Material og Metode

2.2 Datainnhenting

Beskrivelsen av i hvilken grad fisk som beiter og påvirkes av tilstedeværelse nært oppdrettsanlegg faktisk påvirker ulike fiskeinteresser er basert på informasjon om fiskeaktivitet og hvordan aktører i nærområdene oppfatter situasjonen. Her avgrenses dette ytterligere til å fokusere på de to mest sentrale artene sei og torsk.

For å komme fram til en god beskrivelse av situasjonen ble følgende plan for informasjonsinnhenting utarbeidet:

Mottak: Alle aktuelle fiskemottak på Nord-Møre er kontaktet. De ble spurt om hvordan de opplever situasjonen? Om de har registrert forekomst av fisk med redusert kvalitet som følge av påvirkning fra oppdrettsanlegg? Om dette har resultert i reduserte priser til noen av fiskerne ved noen anledning.

Fiskere: En håndfull fiskere fordelt i ulike områder av Nord-Møre er oppringt for å danne et førsteinntrykk av situasjonen.

- Et spørreskjema ble utarbeidet for fiskerne for å få kvantitative mål på eventuelle utfordringer (Vedlegg 1).
 - Skjemaet er sendt ut gjennom Fiskarlaget til alle lokallag i regionen.
 - Skjemaet delt ut til vel 30 deltagere på “Fiskarmøtet i Kristiansund” 18 mai 2011, i regi av Møre og Romsdal Fiskarlag.
 - Etter manglende tilbakemelding fra fiskerne, ble spørsmålene revidert og rettet direkte til begge kontaktpersonene i hvert av de seks lokale fiskarlagene (Aure & Tustna, Averøy, Sør-Smøla, Kristiansund og Frei, Gjemnes & Tingvoll, og Smøla Fiskarlag).

Oppdrettere: Et skjema ble utarbeidet for registrering av fiskeaktivitet i umiddelbar nærhet av ferdselsgrensen (+ 60 m) til oppdrettslokalitetene (Vedlegg 2). Skjemaet ble formidlet til alle selskapene, hvor målsettingen var å framskaffe informasjon om

omfanget av fiske ved lokalitetene. Her søker en å beskrive fiskeaktivitet som skjer fordi eller på tross av at oppdrettsanleggene ligger der de ligger. Registreringen utgjorde oppdretternes egeninnsats i arbeidspakken.

Andre aktører: Under prosjektperioden har en ved ulike sammenhenger vært i kontakt med ulike aktører fra offentlige myndigheter til sportsfiskere og andre som har erfaringer, oppfatninger og meninger om temaet. Blant disse er:

- Fiskeridirektoratet , ved Ole-Einar Jakobsen, (januar 2012)
- Fylkesmannen Møre og Romsdal, ved Jan Ivar Eikeland (januar, 2012)
- Møre og Romsdal Fiskarlag, ved Lars Erik Hopmark (2011).
- Naturvernforbundet, ved Øystein Folden (oktober 2011)
- Norges Jeger og Fiske Forbund 's lokallag i Kristiansund, Aure og Averøy og Fylkeslaget (2011)
- Norges Kystfiskarlag avdeling Nordmøre (2011)
- Råfisklaget avdeling Kristiansund, ved Jan Erik Strøm og Julian Vangen (februar 2012)
- Sportsfiskere og dykkere.

2.3 Deltagere

Møreforskning Marin, ved Inge Fossen: Ansvarlig for gjennomføring og rapportering.

Oppdrettsselskapene (AquaGen, Lerøy Hydrotech, Lerøy Midnor, Marine Harvest, Måsøval, Salmar), gjennom rapportering av fiskeaktivitet rundt sine lokaliteter i regionen. Følgende Lokaliteter hadde fisk i anlegget og bidro med rapportering av fiske aktivitet: Hjortholmen, Hogneset, Hønsvika, Korsneset, Ohr, Rendalen, Skåren, Solværet, og Hegerberget (?).

3 Resultat

3.2 Beskrivelse av situasjonen fra ulike kilder:

3.2.1 Fiskemottak:

Alle fiskemottak som mottar leveranser fra kystfiskeflåten er kontaktet. Tilbakemeldingen baserer seg på tilbakemeldinger fra Løvold Ole AS, Johnsen Edward AS og Lindås TH AS. Ingen av mottakene opplevde/hadde erfaring med at kvalitetsforringelse av fangstene knyttet til at fisk hadde holdt seg i nærheten av oppdrettsanlegg var noe problem. Ingen hadde opplevd reduserte utbetalinger eller høyere vrakandel i den forbindelse. To av anleggene nevnte imidlertid at de hadde hørt snakk om at fiskerne unngikk enkelte områder til visse tider, men uten at de hadde inntrykk av at dette var problematisk. Det omtalte området ligger for øvrig ikke på Nordmøre.

3.2.2 Fiskere:

Intervju:

En innledende intervjurunde med 5 kystfiskere som opererer i ulike deler av Nordmøre ble gjennomført for en første beskrivelse av situasjonen. De 5 fiskerne opererte vesentlig i kystområdene ytre Konstadfjord, Konstadfjorden/Gjemnes, Follfjorden, og områdene rundt/utenfor Grip. Alle fiskerne nevnte at de har opplevd å få fisk med pellets i magen, og to fiskere mente at dette også hadde redusert kvaliteten på enkelte individer. Alle nevnte at problemene hadde blitt redusert de siste årene, og at en sjeldent traff på "pelletsei" andre steder enn nært oppdrettslokalitetene. Ingen anså dette som den største utfordringen knyttet til oppdrettsnæringen. Flere pekte på at de gjerne skulle sett at anleggene ikke ble plassert på gode fiskeplasser, selv om et par stykker også nevnte at det nå står mer fisk inne i fjordene hele året, enn det det gjorde før oppdrettsnæringen etablerte seg der inne.

Spørreskjema:

Det er så langt ikke returnert noen spørreskjema fra fiskere.

3.2.3 Tilbakemeldinger fra lokale fiskarlag:

Spørreskjemaet som ble sendt fiskerne ble tilpasset noe og sendt de lokale fiskarlagene. Her følger en oppsummering av 4 tilbakemeldinger, også her framgår de lokale forskjellene tydelig.

På spørsmål om hvor ofte lokale fiskere opplever kvalitetsreduksjoner som kan relateres til oppdrettsaktivitet svarer en få ganger, to svarer månedlig og en svarer oftere. Kvalitetsreduksjonen synes i hovedsak å være knyttet til pellets i magen, stor lever, og bløtt kjøtt. På spørsmål om hvordan utviklingen har vært de siste årene svarer tre at den har økt noe mens en svarer at problemet er markert avtagende.

På spørsmål om hvordan de tror oppdrettsaktiviteten påvirker mengden fisk i lokalområdet svarer to at den har virket positivt og de to andre tror den har virket negativt. På spørsmål om anslag over eventuell verdireduksjon knyttet til kvalitetsreduksjon, svarer alle inntil noen

presenter av totalverdi per år. Videre var det også enighet om at usikkerheten knyttet til mulige påvirkninger var en betydelig kilde for bekymring.

På spørsmål knyttet til hvordan havbruksnæringen har påvirket hverdagen til kystfiskerne og hvordan de oppfatter sameksistensen med oppdrettsnæringen tenderte de fleste mot en negativ oppfattelse av dette. Videre ble arealbruk nevnte som et sentralt punkt det bør jobbes mer med for å finne gode løsninger i framtiden.

3.2.4 Sportsfiskere/Turistfiske:

Det er ikke gjennomført en strukturert utspørring av sportsfiskere. Blant de vi har vært i kontakt med har de fleste opplevd eller hørt om noen som har fisket fisk som trolig har stått ved oppdrettsanlegg (pellets i magen) og som av den grunn er blitt ansett som uspiselig (lukt og eller konsistens).

3.2.5 Andre aktører:

Bidrag fra andre aktører som på ulike måter er knyttet opp til omtalte problemstilling. Kursiv tekst er en kortversjon av deres tilbakemelding angående erfaringer med temaet villfisk vs oppdrettsvirksomhet.

Fylkesmannen Møre & Romsdal, ved Jan Ivar Eikeland, seksjonsleder (januar 2012, epost):

«Det har vore ein del klager på dette temaet opp gjennom åra (hovedsakelig lengre sør i fylket), men mindre i det siste. Generelt i forhold til omfanget av oppdrett av laks i vårt fylke, er det lite klager på dette temaet. Dette samsvarer med dei funna du viser til i e-posten.» I det som er formidlet fylkesmannen går det også fram at det er markerte lokale forskjeller.

«Vi hadde gjerne sett at det vart gjort ei meir konkret vurdering av kvalitet på marin villfisk i nærområda til oppdrettsanlegg ved fanging av fisk. Problemet kan vere større enn antatt, då det kan hende at yrkesfiskarar og fritidsfiskarar sluttar å fiske på kjente fiskeplassar grunna etablering av oppdrettsanlegg og heller drar til andre fiskeplassar enn ein brukte tidlegare.»

Fiskeridirektoratet, ved Ole-Einar Jakobsen (januar 2012, e-post)

Ingen spesielle problemer knyttet til dette med kvalitetsreduksjon. Det kan nok være noe lokal variasjon, men synes ikke å kunne karakteriseres som et betydelig problem i regionen.

Råfisklaget Kristiansund, ved Jan Erik Strøm og Julian Vangen (februar 2012, møte)

Råfisklaget er ventet å ha god oversikt og kjennskap til ulike forhold som innvirker på kvalitet og prissetting av fisk. De er kjent med at det nå synes å være problemer knyttet til kvalitet på sei ved Rørvik. Utover dette er de ikke kjent med at det er et spesielt aktuelt problem på Nordmøre. Tidligere var det et kjent fenomen at det ble levert sei av varierende kvalitet ved noen mottak, men slike henvendelser synes å være sjeldnere nå. Hvorvidt dette skyldes at fiskerne holder seg borte fra

problemområder eller at færre fisk av dårlig kvalitet finnes i området, vites imidlertid ikke.

Møre og Romsdal Fiskarlag, ved leder Lars Erik Hopmark (2011, møte).

Lite direkte erfaring med faktiske påvirkninger knyttet til kvalitet. Spesielt interessert i problemstillingen med tanke på mulig påvirkning av kysttorsk bestanden.

Naturvernforbundet, ved Øystein Folden (2011, epost):

«Når eg snakker med folk er pellets og villfisk eit tema. Det er tydeleg at ein del har klare oppfatningar av korleis tamfiskhaldet har påverka sei og torsk.....

Men det er ei anna side som vi i Naturvernforbundet har vore opptatt av. Ved ein del medisinerer får tamfisken karantenetid. Kva då med fisken som står under mærene? Og korleis held ein orden på dei som treng karantene og dei som ikkje treng?.....

I praksis, viss ein skal ta dette alvorleg, vil tamfiskproduksjonen ta meir plass enn berre mæra og fortøyingane. Ein må også rekne med havområde som er såpass store at ein kan legge ned fiskeforbod slik at folk ikkje får i seg medisin dei ikkje skal ha. Då er det truleg ikkje så mykje fritidsfiske igjen i fjordane våre.»

Sportsfiskere og fritidsdykkere:

Felles for disse er at de i utgangspunktet er veldig kritiske med tanke på den mulige påvirkningen havbruksvirksomhet kan ha på villfiskbestandene, og i den sammenheng er spørsmålene mange. Alle sportsfiskerne har selv erfart eller hørt om andre som har fått sei med pellets i magen, og som luktet vondt og eller hadde bløtt kjøtt. Dykkere var godt kjent med at store og fete torsk kan observeres ved noen oppdrettsrelaterte lokaliteter.

Tilbakemeldingene fra de ulike aktørene synes å samsvare godt med det bildet som er tegnet fra de ulike næringsaktørene. En finner villfisk i nærheten av oppdrettsanlegg som er påvirket i form av økt tilgang på mat. Det mest tydelige tegnet er at disse individene, i første rekke torsk og sei, har en økt kondisjonsfaktor, gjerne i form av større lever en normalt. Økt glykogenlagre omsettes til melkesyre ved fangst og kan resultere i at fiskekjøttet oppfattes som bløtt. Enkelte mener at påvirkningen er så stor at fisken oppfattes å være uspiselig. Observerte problemer synes i all hovedsak å være av lokalt omfang.

3.3 Registrert fiskeaktivitet rundt oppdrettsanlegg

Totalt er det rundt 45 lokaliteter for laks på Nordmøre. Av lokalitetene som var i drift under perioden registrerte 9 lokaliteter fiskeaktivitet i 1 eller flere av månedene i perioden fra februar 2011 til og med mars 2012 (Tabell 1).

Fiskeaktivitet ved lokaliteter ble registrert i til sammen 1265 døgn. I perioden ble 257 fartøy registrert som fisket tett opptil disse lokalitetene (Tabell 2, Tabell II). I hovedsak domineres disse av turister (ca 75% av båtene). Men det er også et innslag av yrkesfiskere (20 %), mens relativt få sportsfiskere ble observert (Tabell II, Tabell III).

Det var betydelig forskjell i fiskeaktivitet ved ulike lokaliteter, fra ingen registreringer over flere måneder til opp mot et titalls båter på en dag ved andre. De lokalitetene med flest registreringer ligger gjerne i nærheten av båtutleie fasiliteter, som ofte benyttes av utenlandske turister. Med tanke på sports og turistfiske kan en anta at det fiskes mer i sommermånedene, mens det for yrkesfiskere ble observert en noe jevnere fordeling utover året (Tabell II).

Tabell 1. Antall registrerte fartøy per måned for hver av lokalitetene som har rapportert fiskeaktivitet.

År Lokalitet \ mnd	2011						2012								
	2	3	4	5	6	7	8	9	10		11	12	1	2	3
1		0	4	6	1		0								11
2				8	8	8	6								30
3							0	0	0	0	0	0	0	0	0
4				0											0
5	4	0						0	1						5
6		2	2												4
7				50	39	29	33	5							156
8		0	0	0	0	0	0								0
9								2	4	20	7	11	4	3	51
	4	2	6	64	48	37	39	7	5	20	7	11	4	3	257

Tabell 2. Antall observasjoner av fartøyer med henholdsvis turister, yrkesfiskere og sportsfiskere fordelt på måned og år.

År	Mnd	Antall fartøy		
		Turist	Yrkesfisker	Sportsfisker
2011	2	0	1	3
	3	0	0	2
	4	3	1	2
	5	64	0	0
	6	47	1	0
	7	34	2	1
	8	39	0	0
	9	5	2	0
	10	0	4	1
	11	0	20	0
	12	2	5	0
	2012	1	0	11
2		0	4	0
3		0	3	0
Totalsum		194	54	9

Tabell 3. Antall og andel fartøy innen hver kategori, samt en beregning av gjennomsnittlig andel døgn som ble besøkt av fartøy fra ulike grupper.

	Yrkesfisker	Sportsfisker	Turistfiskere	Samlet
Antall fartøy (% av antall)	54 (21%)	9 (4%)	194 (75%)	257
(Antall fartøy / 1265) %	4,3	0,7	15,3	20,3

4 Diskusjon

4.2 Metode

Denne studien forsøker å belyse mulige utfordringer produksjonen av laks har på vill hvitfisk på Nordmøre, og i førsterekke sei og torsk. For å gjøre dette baserer arbeidet seg på ulike aktørers erfaring med denne problematikken. På den måten referer dette til de indirekte effektene en eventuell påvirkning på fisk rundt merdene har. Styrken ved en slik tilnærming er at effekten en eventuell påvirkning har på annen menneskelig aktivitet kommer til syne. Samtidig som en får dekket større geografisk- og tematisk-område og et bredere tidsmessig aspekt. På den måten er dette en kostnadseffektiv angrepsvinkling. Utfordringen er imidlertid at faktiske biologiske påvirkninger og eventuelle langtidseffekter her ikke beskrives i detalj. Dette er det viktig å ta hensyn til i den videre diskusjonen.

I en slik «setting» spiller yrkesfiskere en sentral rolle. De er på sjøen store deler av året og kjenner de lokale forholdene godt. Skulle det være betydelige påvirkninger av lokale villfisk bestander vil også yrkesfiskerne merke dette, da de har direkte økonomiske interesser av bestandene. Med tanke på dette hadde det vært ønskelig med en bredere tilbakemelding fra denne gruppen. Gjennom direkte intervju med noen fiskere og bred overenstemmelse i tilbakemeldingene fra andre aktører er resultatene i rapporten ventet å gi en dekkende beskrivelse av hvordan påvirkning av villfiskbestandene er på Nordmøre.

Fiskeaktivitet som skyldtes tilstedeværelse av oppdrettsanlegget, eller ble gjennomført på tross av anleggene, ble registrert på flere av oppdrettslokalitetene. Målsettingen med dette var både å få en indikasjon på hvem og hvor ofte det ble fisket i umiddelbar nærhet av oppdrettsanleggene. Slik informasjon kan gi et innblikk i omfanget av fisket, men også hvilke grupper som fisker eller unngår å fiske nært lokalitetene. Kunnskapen åpner for å indikere mulige tiltak som eventuelt kan iverksettes om det skulle være markerte utfordringer knyttet til for eksempel kvalitet på sei.

4.3 Resultater

I denne studien har vi ikke kunnet finne alvorlige indirekte følger på villfisk som sei og torsk som et resultat av oppdrettsaktivitet på Nordmøre. Det ser ut til å være en god overenstemmelse i signalene fra de ulike aktørene, om at det ikke synes å være betydelige problemer i denne retning. De som har opplevd mulig påvirkning sier at problemene er av lokal karakter, og at direkte relaterte utfordringer muligens har avtatt noe i senere tid (se også Fiskeridirektoratet (2011) og Sæther et al. (2012)). Det bør nevnes at tilbakemeldingene fra noen av de lokale fiskarlagene tegnet et noe mørkere bilde av situasjonen mens fraværet av respons både fra fiskere og flere naturvern-lag lett kan oppfattes som om problemet ikke står høyt oppe på aktualitetslisten. Basert på et samlet inntrykk av tilbakemeldingene og andre studier ventes konklusjonene her å være godt forankret.

Generelt sett er det imidlertid en mangel på detaljerte studier som ser på mulige biologiske eller helsemessige langtidseffekter. Mange av studiene representerer lokale øyeblikks

beskrivelser som vanskelig kan brukes til å trekke generelle slutninger. Når det er sagt er det ingen signaler som tyder på at slike utfordringer gjør seg gjeldende.

Det er lite som tyder på at tilstedeværelse av villfisk rundt oppdrettslokaliteter har betydelig miljømessige eller helsemessige utfordringer. Redusert kjøttkvalitet på sei er observert, men omfanget er generelt svært begrenset (Otterå et al. 2008; Sæther et al., 2012). Utover dette spekulerer noen studier om denne ekstra tilførte næringen og forekomster av fiskefrie soner i tilknytning til anleggsstrukturer kan ha en positiv effekt på kystbestandene av torsk og sei (Maurstad & Bjørn, 2007; Dempster et al., 2011; Sæther et al., 2012). Indikasjoner som er i tråd med signaler fra enkelte kystfiskere.

I forbindelse med at villfisk beiter på fôr og oppholder seg rundt merdene, er det også stilt spørsmål til hvorvidt det kan være helsemessige utfordringer knyttet til å spise fisk som kan være påvirket av ulike toksiner som benyttes i oppdrettsnæringen, for eksempel gjennom medikamenter, fôr, impregneringer og lignende. Her er kunnskapen begrenset, men det er lite som tyder på at toksiner som benyttes i oppdrettssammenheng resulterer i skadelige mengder av disse stoffene i villfisk (Bustnes, et al. 2010; 2011). I et arbeid fra Langford, et al. (2011) fant de imidlertid urovekkende høye konsentrasjoner av avlusningsmidler (diflubenzuron og teflubenzuron) blant annet i ulike krepsdyr inntil 1 km fra oppdrettsanlegg. Det er usikkert hvorvidt disse nivåene kan ha påvirket ulike lokale krepsdyrbestander. Funnene indikerer at en fremdeles ikke kjenner alle forhold knyttet til dagens driftsmønster og videre arbeid bør ta hensyn til dette. I den sammenheng skal det legges til at det i Norge ikke synes å være registrert noen helsemessige effekter på personer i den forbindelse.

4.4 Fiske i tilknytning til anlegg

Registreringen av fiskeaktivitet i nærheten av oppdrettslokalitetene viste at aktiviteten varierte betydelig mellom ulike lokaliteter. De fleste observasjonene ble gjort av turistfiskere. Spesielt ved noen av lokalitetene i nærheten av overnattingssteder med båtutleie, hadde hyppige registreringer av fiskeaktivitet i nærheten av lokalitetene. Det var også sporadiske registreringer av yrkesfiskere som satte garnlenker helt oppunder oppdrettsanleggene. Dette ble observert ved ca 4 % av alle registrerte døgn. Er tallene registrert her representative for lokalitetene på Nordmøre, leveres det i gjennomsnitt flere ganger i uken fisk til lokale mottak som er fisket nært opp til oppdrettslokaliteter. Hadde kvalitetsforringelse vært et betydelig problem ville det trolig vært færre fiskere som hadde satt garnlenkene nært oppdrettsanleggene.

Felles for aktørene som fisker ved anleggene er at de ikke anser kvaliteten på fisken som et problem. Noe som også er i tråd med andre studier som indikerer at det skal relativt store førmengder til før hvitfisk får en endret kvalitet eller smak på kjøttet knyttet til dette (Otterå et al., 2008; Sæther et al., 2012). Ulike studier viser også at fisk som står nært anleggene også gjerne beiter andre byttedyr som tiltrekkes installasjonene (Sæther et al., 2012 og referanser i denne). Utgangspunktet for at en finner betydelige fiskeansamlinger rundt anlegg er sammensatt og skyldes en kombinasjon av at faste installasjoner gir skjul for småfisk og andre organismer, kombinert med tilstedeværelse av fisk og det som måtte være

av laksefôr og økt forekomst av bunndyr tiltrekker seg andre fiskearter (se også Carroll et al. 2003; Kutti & Olsen 2007; Hansen et al., 2012).

4.5 Andre forhold:

Gytevandring hos torsk

Det er en generell bekymring blant fiskere knyttet hvorvidt tilstedeværelse av oppdrettsanlegg på noen måte påvirker gytevandring av torsk langs hele kysten. I den anledning er det spekulert i om hvorvidt for eksempel lukt kan påvirke vandringsmønstret uten at tydelige resultater er har framkommet. (Svåsand et al. 2004; Maurstad et al. 2007; Sæther et al. 2007, Bjørn et al., 2009). Vi vet at torsk ofte tiltrekkes anlegg, men betydelige negative konsekvenser er så langt ikke beskrevet.

Beslagleggelse av areal

Oppdrettsanlegg beslaglegger relativt små areal, men i noen tilfeller viktige lokale fiskeplasser. For ulike fiskeinteresser oppfattes dette som et problem.

Usikkerhet knyttet til mulige negative konsekvenser

Gjennom et vedvarende negativt fokus fra media er det dannet det en generell usikkerhet knyttet til mulige negative konsekvenser oppdrettsnæringen kan ha på ulike villfiskinteresser. Også blant legfolk kan en kanskje spore at dette ført til en generell negativ holdning til oppdrett. Mye tyder på at dette er en større utfordring både for ulike fiskeinteresser og oppdrettsnæringen selv, enn det redusert kvalitet på hvitfisk synes å være på Nordmøre.

Fangst og mellomlagring av villfisk ved oppdrettsanlegg

Et nylig avsluttet prosjekt vurderer muligheten for en vinn-vinn situasjon, hvor fiskere samarbeider med oppdretter for fangst av villfisk ved oppdrettsanlegg som interessante. I sammendraget skriver de følgende: «*Kostnadseffektiv fangst (med teiner) kan bare foregå innenfor fiskeforbudssonen (100 metersgrensen). Villfisken har generelt god kvalitet som følge av skånsom fangst, og den er i liten eller ingen grad påvirket av oppdrettsaktiviteten, slik at råstoffet ikke har noen begrensinger for bruk i markedet. Den kan omsettes levende eller inngå som råvare i enhver videreforedling.*», se Sæther et al. (2012) for utdypende kommentarer.

5 Konklusjon

Det rapporteres om utfordringer knyttet til kvalitet på hvitfisk, torsk og sei, på Nordmøre. Yrkesfiskerne har ulike oppfatninger om omfanget av dette, men de fleste indikerer at det kan dreie seg om at noen prosenter av fangsten i enkelte områder kan ha dårlig kvalitet. Signalene er imidlertid ikke entydige og flere hevder også at oppdrettsaktiviteten har resultert i mer fisk inne i fjordene hele året sammenlignet med tidligere.

Mønstret støttes av ulike aktører som kjenner kystfisket godt og det er en gjennomgående oppfatning av at lokale utfordringer knyttet til kvalitet er redusert i senere tid.

På Nordmøre foregår det et direkte fiske opp mot oppdrettslokaliteter. Turistfiskere dominerer i antall båter (75 %). Indikasjonene tyder på at det ukentlig leveres fisk fra yrkesfiskere som er fisket tett opp mot flere av oppdrettslokalitetene i regionen. Dette underbygger antagelsen om at kvalitetsreduksjonen i villfisk synes å være et begrenset problem på Nordmøre.

Arealbeslag og usikkerhet knyttet til mulige påvirkninger synes langt på vei å være en større utfordring for yrkesfiskerne i regionen, enn det kvalitetsforringelse synes å være. Et nylig avsluttet prosjekt åpner for at det kan eksistere direkte vinn-vinn forhold mellom oppdretter og kystfiskere gjennom samarbeid (Sæther et al., 2012).

6 Referanser

- Anon. 2009. Sluttrapport NFR Farmfishery (på engelsk). Short report on results to NRC "Matprogrammet" 2009: Capture based aquaculture around fish farms: developing a small scale fjord fishery (NRC contract 178306). 4s.
- Bjordal Å., Skar A.B. 1992. Tagging of saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian fish farm: preliminary results on migration. ICES Counc Meet Pap 1992/G:35
- Bjordal Å., Johnstone A.D.F. 1993. Local movements of saithe *Pollachius virens* L. in the vicinity of fish farm cages. ICES Marine Sci Symp., 196: 143–14
- Bjørn P. A., Uglem I., Kerwath S., Sæther B-S., Nilsen R. 2009. Spatiotemporal distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) with intact and blocked olfactory sense during the spawning season in a Norwegian fjord with intensive salmon farming. *Aquaculture* 286; 36–44
- Bustnes J.O., Lie E., Herzke D., Dempster T., Bjørn P.A., Nygård T., Uglem I. 2010. Salmon farms as a source of organohalogenated contaminants in wild fish. *Environmental Science and Technology*. 44: 8736-8743.
- Bustnes J.O., Nygård T., Dempster T., Ciesielski T., Munro Jenssen B., Bjørn P.A., Uglem I. 2011. Do salmon farms increase the concentrations of mercury and other elements in wild fish? *Journal of Environmental Monitoring*. 13: 1687-1694
- Carroll M. L., Cochrane, S., Fieler R., Velvin, R., and White P. 2003. Organic enrichments of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, managements practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* 226: 165-180.
- Dempster T., Sanchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Kingsford M.J. 2004. Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. *Hydrobiologia* 525, 245–248.
- Dempster T., Sanchez-Jerez P., Fernandez-Jover D., Bayle-Sempere J., Nilsen R., Bjørn P. A., Uglem I. 2011. Proxy Measures of Fitness Suggest Coastal Fish Farms Can Act as Population Sources and Not Ecological Traps for Wild Gadoid Fish. *PLoS ONE* 6(1): e15646. doi:10.1371/journal.pone.0015646.
- Dempster T., Sanchez-Jerez P., Uglem I., Bjørn P. A. 2010. Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 86: 271–275.
- Dempster T., Uglem I., Sanchez-Jerez P., Fernandez-Jover D., Bayle Sempere J., Nilsen R., Bjørn P.A. 2009. Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series*. 385, 1–14.
- Fiskeridirektoratet. 2011. Sameksistens er mogeleg. www.fiskeridir.no/fiske-og-fangst/aktuelt/2011/04112/sameksistens-er-mogeleg
- Fernandez-Jover D., Martinez-Rubio L., Sanchez-Jerez P., Bayle-Sempere J. T., Lopez Jimenez J. A., Martínez Lopez F. J.; Bjørn P. A., Uglem I., Dempster T. 2011. Waste feed from coastal fish farms: A trophic subsidy with compositional side-effects for wild gadoids. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 91: 559-568.
- Hansen P. K., Husa V., Bannister R. (2012). Fiskeoppdrett påvirker hardbunnssamfunn. *Fisken og havet, særnr. 1-2012*, side 28-30.
- Kutti K., Olsen S. A. 2007. Oppdrett stimulerer dyreliv i havet. *Kyst og havbruk 2007. Fisken og havet, særnr. 2-2007*, kapittel 3.12.2, side 195-197.
- Langford K. H., Øxnevad S., Schøyen M., Thomas, K.V. 2011. Kartlegging av veterinærlegemidler brukt i akvakultur – diflubenzuron og teflubenzuron.

- Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture – diflubenzuron and teflubenzuron. NIVA-rapport 6133-2011. 51 s.
- Maurstad A., Dale T., Bjørn P. A. 2007. You wouldn't spawn in a septic tank, would you? *Human Ecology*. 35; 601-610.
- Otterå H., Karlsen Ø., Slinde E., Olsen R. E. 2008. Kvalitet på sei ved oppdrettsanlegg – ein eksperimentell studie. *Fisken og havet*. 2/2008. 24s.
- Svåsand T., Bjørn P. A., Dale T., Ervik A., Kupka Hansen P., Juell J-E., Karlsen Ø., Michalsen K., Skilbrei O., Sæther B-S., Taranger G. L. 2004. Effekter av lakseoppdrett på gyteadfert til vill torsk 2002-2003. Vedlegg til sluttrapport NFR 151245/120 Effekter av lakseoppdrett på gyteadfert til vill torsk 21s.
- Sæther B.S., Løkkeborg S., Humborstad O-B., Tobiassen T., Hermansen Ø., Midling, K. Ø. 2012. Fangst og mellomlagring av villfisk ved oppdrettsanlegg. *Nofima Rapport* 8/2012. 36s.
- Uglem I., Dempster T., Bjørn P. A., Sanchez-Jerez P., Økland F. 2009. High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. *Mar Ecol Prog Ser*. 384: 251-260.

7 Vedlegg

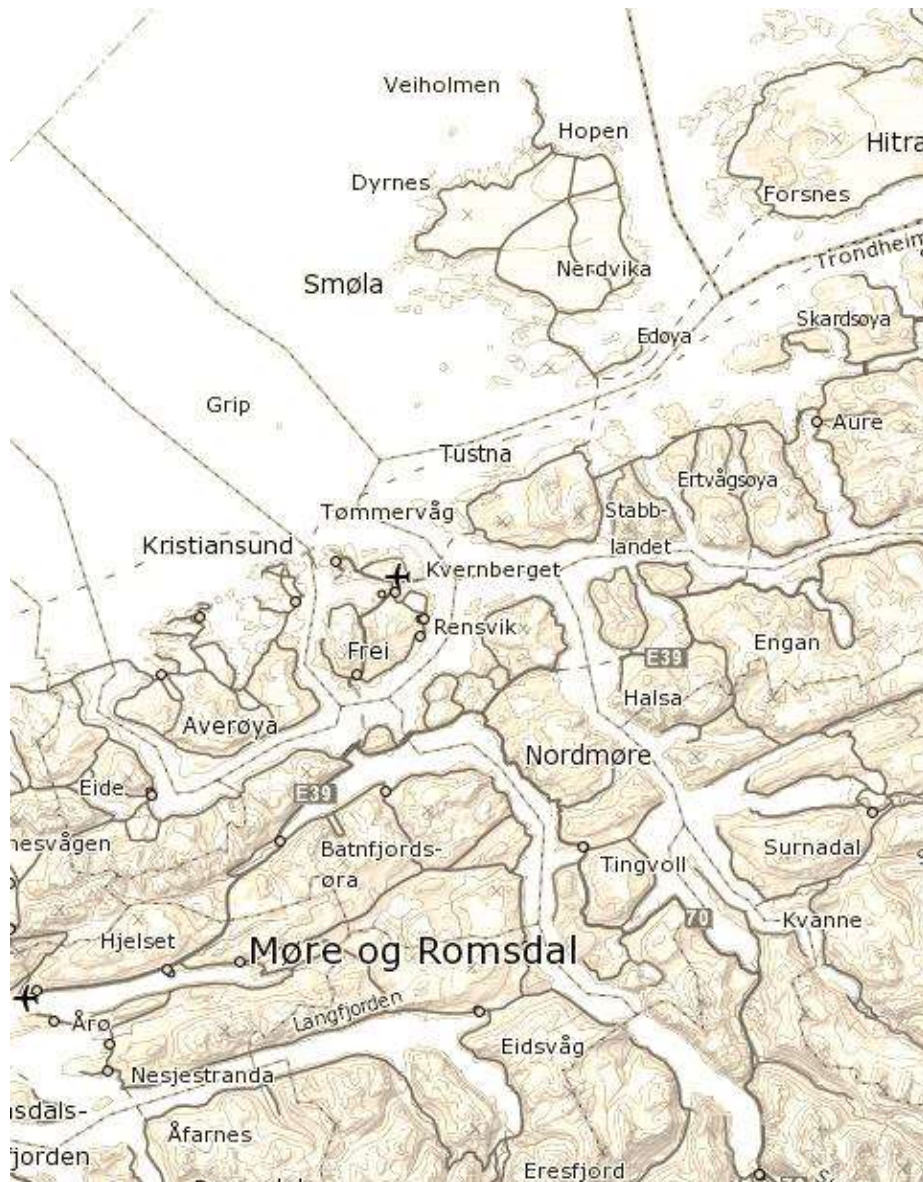
7.2 Spørreskjema for fiskere på Nordmøre

Gjelder bare fiskere som har drevet kystnært fiske utenfor Nordmøre.

Undersøkelsen er del av prosjektet Miljødokumentasjon Nordmøre som søker å kartlegge miljøpåvirkningen fra havbruksnæringen på Nordmøre. Utfylt skjema returneres Møreforskning Marin, ved Inge Fossen, Industriveien 18, 6517 Kristiansund. Eller på e-post til inge@mfaa.no All informasjon vil bli behandlet konfidensielt.

Kryss av for det som passer

1. På hvilket blad er du registrert Blad A Blad B
2. Hvilke fiskeri har du drevet på Nordmøre de siste årene:
Garn Line Jukse Fiske etter leppefisk annet spesifiser: _____
3. Har du opplevd redusert kvalitet i fangstene av torsk eller sei som direkte følge av oppdrettsaktivitet?
Nei Bare ved få anledninger per år Sesongmessig Månedlig Oftere
4. Hva har du eventuelt opplevd?
Fisken har: mage full av pellets Stor lever Bløttkjøtt Endret lukt Smak Annet:
5. Hvordan har hyppigheten av denne typen påvirkning utviklet seg de siste 5-10 årene?
Markert avtagende Avtagende Uendret Økende Markert økende
6. Hva mener du om påstandene:
 - Jeg tror oppdrettsaktivitet har påvirket mengden fisk i fjordene
Negativt Ingen påvirkning Positivt
 - Jeg har opplevd verdireduksjon på fangst på grunn av kvalitetsforringelse som en følge av oppdrettsaktivitet:
Nei Inntil noen prosenter av totalverdi per år mer enn 5% totalt
 - En viktig utfordring med tanke på oppdrettsaktivitet er arealet næringen beslaglegger:
Enig Verken eller Uenig
 - Fangstratene i fisket jeg har bedrevet de siste 20 (eventuelt.....årene) har gjennomgående gått
Ned vært uendret Opp
 - Er det riktig å si at usikkerheten knyttet til mulige påvirkninger er blant de største bekymringene for fiskeinteressene?
Ja både og Nei
7. Samlet sett, hvordan har havbruksnæringen påvirket din hverdag som fisker
Negativt ingen påvirkning Positivt
8. Hvordan stiller du deg til havbruksnæringen på generell basis.
Svært negativ Negativ Nøytral Positiv Svært positiv
Vend
9. Hva er etter din mening de mest sentrale forholdene det bør jobbes videre med å kartlegge i denne sammenheng?
10. Marker hvor du har bedrevet fiske, som ligger til grunn for de svarene du har gitt her, ved å ringe inn ett eller flere områder.



Legge gjerne ved ytterligere kommentarer/observasjoner:

Takk for hjelpen – både delrapporten fra arbeidet som fokuserer på villfisk og den endelige prosjektrapporten vil gjøres tilgjengelig på internett i løpet av vinteren 2011/2012.

7.3 Skjema for fiskeaktivitetsrapport

Miljødokumentasjon Nordmøre

Fiskeaktivitetsrapport

Lokalitet: _____

Måned/år: _____

Fiskeaktivitet registreres som antall båter som har fisket innenfor ca 60 m av lovlig distanse fra anlegget

En **yrkesfisker** er definert som en som leverer fangsten til et mottak

Dokumenter gjerne spesielle hendelser eller båter som opptrer hyppig, gjerne i form av bilder

Dato	Fiskeaktivitet (antall båter)	Turist, Sports eller Yrkesfisker	Kommentarer (redskap, eventuelle bilder som er tatt, varighet observasjoner evt fiske, osv)
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			
21			
22			
23			
24			
25			
26			
27			
28			
29			
30			
31			

Utfylte skjema returneres til inge@mfaa.no, eller per post til Møreforsking, Industriveien 18, 6517 Kristiansund N.
For eventuelle spørsmål kontakt Inge på 99639431 eller inge@mfaa.no

