

Næringsutslipp fra havbruk – nasjonale og regionale perspektiv

Ole Torrissen¹, Pia Kupka Hansen¹, Jan Aure¹, Vivian Husa¹, Sissel Andersen¹, Tore Strohmeier¹ og Rolf Erik Olsen²
¹ Havforskningsinstituttet, Bergen / ² NTNU, Trondheim



Foto: Espen Blerud



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

ISSN 1893-4536 (online)

Kontaktperson: Ole Torrissen, olet@imr.no, +47 908 39 556

Næringsutslipp fra havbruk – nasjonale og regionale perspektiv

Sammendrag

Rapporten gir en indikasjon på biologisk produksjon basert på næringsalter og næringsstoff fra norsk havbruk. Den gir et estimat av den kvantitative betydningen biologisk produksjon har i den marine næringskjeden, der næringsalter danner grunnlag for algeproduksjon, mens dyr kan nytte næringsstoff direkte.

Norsk oppdrettsproduksjon av laksefisk utgjør om lag 30 % av verdens akvakulturproduksjon av marin fisk (FishstatJ, www.FAO.org). Produksjonen er svært effektiv, også når det gjelder omsetning av fôr til spiselig mat. Norsk havbruksnæring fôret ut nesten 1,5 millioner tonn fiskefôr i 2012. Proteinretensjonen (proteinretensjon = protein i fisken x 100 / protein i fôret) var i 2012 på 45 %. Utslipp fra oppfôring av laksefisk kan deles i tre kategorier; spillfôr (næringsstoffer), løselige næringsalter og fekalier (næringsstoffer/næringsalter). Spillfôr kan spises direkte av fisk som oppholder seg rundt anlegget. Vi kjenner ikke til målinger av andel spillfôr som blir spist, men anslår vi at ca. 50 % spises, så representerer dette en produksjon på 50 000 tonn høstbar fisk. Næringsalter gir grunnlag for algeproduksjon og for mat oppover i næringskjeden (trofisk nivå). Torsk ligger på trofisk nivå 4,4. Siden 90 % av energien går tapt i hvert nivå, vil tilleggsproduksjon av for eksempel fisk på trofisk nivå 4,4 være mellom 1000 og 2000 tonn, i beste fall. Næringsalter vil dermed ikke gi en tilleggsproduksjon som er målbar for arter på et høyt trofisk nivå. Vi finner samme forhold når vi ser på fekalier. Også her må en gjennom ett eller to nivåer i næringskjeden, og økt mengde høstbar fisk vil ikke være målbar. Går vi ned i den marine næringskjeden til arter som beiter direkte på planteplanktonet kan vi estimere en mulig dyrking av blåskjell på opp mot 350 000 tonn.

English Summary

This report gives an estimate of biological production based on dissolved nutrients and particulate organic matter from Norwegian aquaculture. It provides an estimate of the quantitative importance this has in the marine food chain, where nutrients form the basis for marine algae production, while animals can benefit from organic material directly.

Norwegian aquaculture production of salmonids represents about 30% of total world aquaculture production of marine finfish (FishstatJ, www.FAO.org). Production is very efficient, also in terms of turnover of feed to edible food. Norwegian aquaculture used almost 1.5 million tonnes of fish feed in 2012. The protein retention (protein retention = protein in fish x 100 / protein in the diet) was in 2012 at 45%. Emissions from ranching of salmon can be divided into three categories; waste feed (nutrients), soluble nutrients and fecal matter (inorganic /organic nutrient). Waste feed can be eaten directly by fish living around the fish farms.

We do not have measurements of the proportion waste feed that is eaten by wild fish, but based on an estimate that about 50% consumed by wild fish, this represents an additional production of 50 000 tonnes of harvestable fish. Inorganic nutrients provide a basis for algae production and as such food up through the food chain (trophic level). Cod is located at trophic level 4.4. Since approximately 90% of the energy is lost in each trophic level, the additional production of fish at trophic level 4.4 would be between 1,000 and 2,000 tonnes at best. Nutrients will thus not provide an additional production of harvestable fish that is significant. We find the same proportion when we look at feces. Here again, one or two levels up through the food chain and the amount of harvestable fish will be negligible. However, if we estimate the maximal production capacity of blue mussel, a primary consumer of phytoplankton, the enhanced food availability will allow an additional production in the scale of 350 000 tonnes.

Bakgrunn

Norsk havbruksnæring fører ut om lag 1,5 millioner tonn fiskefôr i året. Cirka 30 % av næringsstoffene i fôret finnes igjen i fisken, mens det resterende enten sedimenterer under merdene, blir spredt eller blir løst i vannmassene. Forskningsmessig fokus har vært rettet mot lokale miljøeffekter, vi vet lite om regionale og nasjonale effekter av eutrofiering og økt produksjon av høstbare arter.

Biologisk produksjon i havet har sitt utgangspunkt i næringsalter og sollys. Prosjektet gir et anslag over biologisk produksjon basert på næringsalter og næringsstoff fra norsk havbruk og gir et estimat av den kvantitative betydning dette har i den marine næringskjeden.

I rapporten har vi gått gjennom og bearbeidet eksisterende kunnskap. Det legges vekt på å synliggjøre nøkkelkomponenter og prosesser. Rapporten er derfor delt i fire blokker:

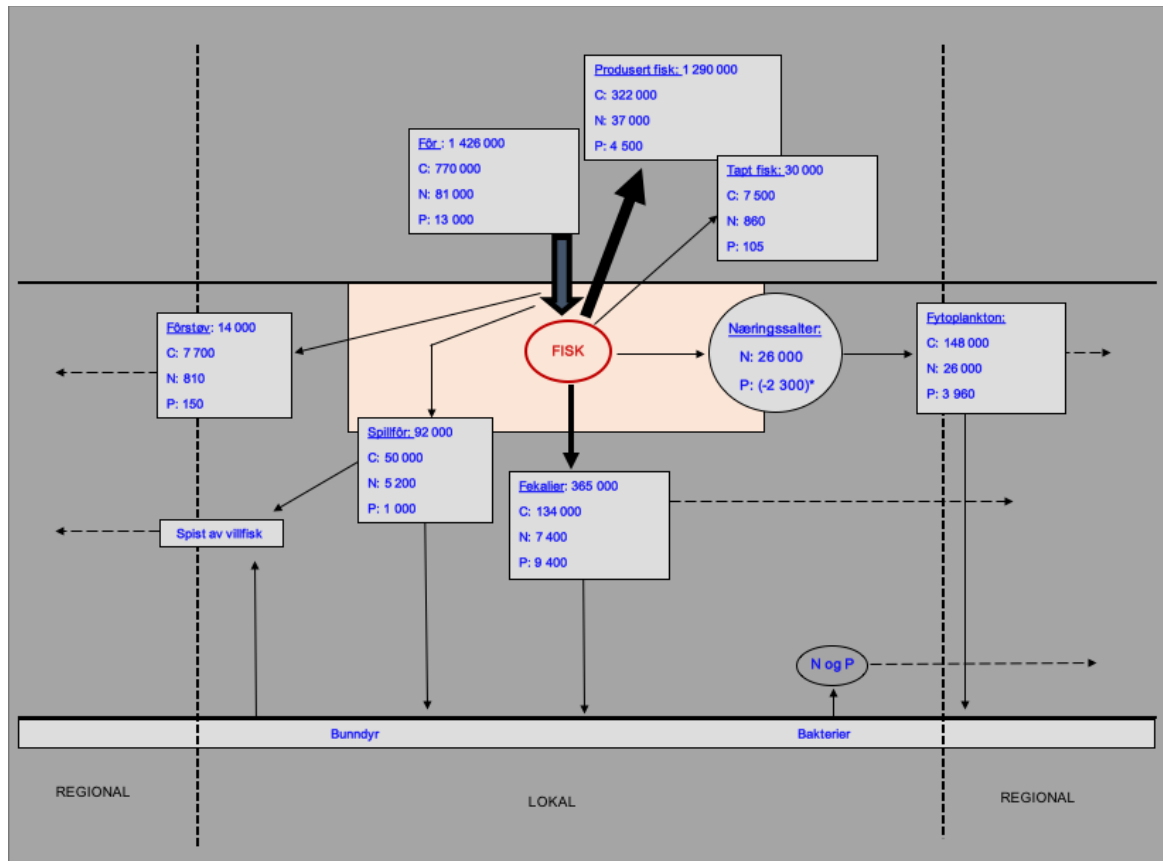
- 1) Utslipp av næringsstoff fra norske oppdrettsanlegg
- 2) Løste næringsalter
- 3) Fôrspill
- 4) Fekalier

I blokk 1 har vi gitt en beregning av masseomsetningen i norsk akvakultur der totale utslipp fra oppdrettsvirksomheten er kvantifisert i tre kategorier; løste næringsalter, fôrspill og fekalier. I blokkene 2–4 er omsetning av utslippene vurdert og biologisk produksjon på grunnlag av utslippene er estimert.

Utslipp av næringsstoff fra norske oppdrettsanlegg

Det finnes forskjellige modeller for beregning av utslipp av næringsstoff fra lakseproduksjon. Ancylus-modellen er vurdert som den mest realistiske (Bergheim & Braaten 2007) og anvendes for beregning av næringsalt fra matfiskanlegg i Havforskningsinstituttets risikovurdering. I rapporten har vi inkludert figurer og tabeller som er generert på grunnlag av denne modellen. I figur 1 presenterer vi en massebalanse basert på åpne nøkkeltall fra nye

publikasjoner samt tall fra Ancylus-modellen. Tallene fra modellen og vår kalkulerte massebalanse avviker noe, men de er i samme størrelsesorden. Forskjellene vil imidlertid ikke ha betydning for rapportens konklusjoner. Siste år med et tilstrekkelig datagrunnlag for å lage en massebalanse er 2012.



Figur 1. Årlig massebalanse for karbon, nitrogen og fosfor i norsk matfiskproduksjon. Tallene er i tonn og er avrundet. Alle tall er tørrvekt bortsett fra fôr, produsert og tapt fisk som er angitt i våtvekt. Negativ verdi for Fosfor (P) i næringsalter fra fisk indikerer absorpsjon heller enn utskillelse. Se også Vedleggstabell 1.

Vi har også valgt å benytte tall fra Fiskeridirektoratets akvakulturstatistikk der disse finnes (<http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur>). Disse tallene kan variere i forhold til andre kilder.

Totalt fôrforbruk i 2012 var 1 425 706 tonn (<http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur/Biomassestatistikk>). Det har skjedd store endringer i sammensetning av fôr til laks de siste årene. Går vi ti år tilbake i tid utgjorde marine råvarer som fiskemel og fiskeolje hoveddelen av fiskefôret. I dag har nesten 70 % opprinnelse fra planter. Så lenge en i hovedsak benyttet marine fôringsstoffer, medførte lakseoppdrett at næringsalter ble flyttet mellom forskjellige marine økosystem, og med et netto uttak av næringsalter fra det marine miljø. Overgang til terrestriske fôringsredienser gir en netto tilførsel av næringsalter og næringsstoff fra landjorda til det marine miljøet. Gjennomsnittlig sammensetning av fôr som ble brukt i 2012 er vist i Vedleggstabell 1 og av oppdrettsfisken i Vedleggstabell 2.

Fiskeridirektoratet (2016) oppgir den økonomiske fôrfaktor (eFCR = utfôret mengde/fisk produsert) til 2,21 i 2012. Dette tallet er relativt lavt. I perioden 1995 til 2014 har fôrfaktor (FCR = utfôret mengde/netto tilvekst) variert mellom 1,19 og 1,35. Vi antar at variasjoner i dødelighet og annet svinn av fisk er en vesentlig forklaring på denne variasjonen. Hatlen et al. (2015) fant i forsøk med laks opptil 900 g FCR å være 0,9 (FCR). Større fisk vil ha en noe høyere fôrfaktor (FCR). Vi antar i det følgende at den biologiske fôrfaktor gjennom en hel produksjonssyklus vil være om lag 1,0.

Salg av laks i 2012 var 1 306 733 tonn. For å få total produksjon av fisk må det korrigeres for differanse mellom utgående biomasse 31. desember og inngående biomasse 1. januar. Inngående biomasse var marginalt større enn utgående (<http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur>), og produksjonen av fisk i 2012 anslås til 1 290 000 tonn. Basert på verdiene i Vedleggstabell 2 inneholdt den produserte fisken 225 000 tonn protein, 36 000 tonn nitrogen (N) og 4500 tonn fosfor (P). Ved en tørrstoffprosent på 41,2 (Vedleggstabell 3) og et karboninnhold av tørrstoff på 61 %, inneholdt fisken 322 000 tonn karbon.

I tillegg har fisk som tapes i produksjonen også spist fôr. Tap kan skyldes at fisk rømmer, dør av sykdom eller oppdrettsmiljø, dør som følge av arbeidsoperasjoner eller som uregistrert høsting. Prosjektet ”Tap av laksefisk i sjø” (Bleie & Skrudland 2014) finner store variasjoner i tap både mellom regioner og lokaliteter. Tapene skjer imidlertid over hele produksjonssyklusen. Totalt regnes det med at 42 millioner fisk gikk tapt i 2012. Vi legger til grunn at antallet er relativt presist, men der finnes ingen informasjon om gjennomsnittsvekt på denne fisken. Vi vet tap av stor fisk har økt de siste årene som følge av lusebehandling og sykdom (PD). Vi anslår gjennomsnittsvekten til å være rundt 0,7 kg (Iversen et al. 2015). Det gir en tapt biomasse på 30 000 tonn, men dette tallet er beheftet med meget stor usikkerhet. Totalt anslås det at det i 2012 ble oppfôret 1 320 000 tonn laksefisk i Norge. Tapt biomasse utgjør da 2,3 % av anslått produksjon for 2012 (1 290 000 tonn).

Basert på en fôrfaktor på 1,0 er det i størrelsesorden 106 000 tonn fôr som ikke ble spist av oppdrettsfisken, hvorav anslagsvis 1 % (14 000 tonn) blir tapt i form av støv. Skjebnen til dette støvet er lite kjent. Vi vet at det vil bli spredd over et stort område og at på grunn av liten partikkelstørrelse vil vannløselige næringsstoff raskt bli løst i vannmassene. Resten av spillfôret (92 000 tonn) vil gå ut gjennom notveggen og enten bli spist av villfisk eller falle til bunnen sammen med fekaliene.

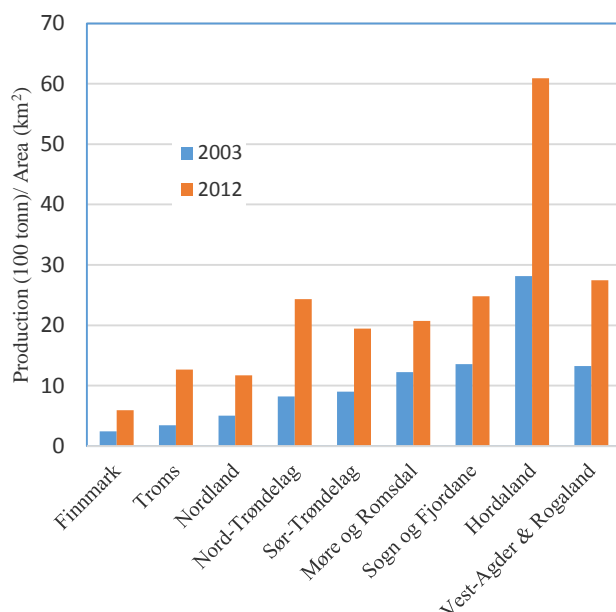
Gjennomsnittlig proteininnhold i fôr var 35,5 % og fosforinnhold 0,9 % (Vedleggstabell 2) (Ytrestøy et al. 2015). Total mengde utfôret nitrogen og fosfor i norsk laksefôr blir dermed henholdsvis 81 000 tonn og 12 800 tonn. Vi har estimert karboninnholdet i fôret til 770 000 tonn, basert på et karboninnhold i fôr på 54 % (Wang et al. 2013). Tilsynelatende fordøyelighet av næringsstoff fra diett tilsvarende det gjennomsnittlige norske laksefôr er N (protein) 90,1 %, fett 96,8 %, tørrstoff 72,3 % og fosfor 21,2 % (Hatlen et al. 2015). Utslipp av løst nitrogen (20 kg/tonn produsert fisk) og fosfor (3 kg/tonn produsert fisk) er beregnet til

henholdsvis 26 000 tonn og 3960 tonn (www.ancylus.net). Brukes massebalansen fra Figur 1 fås et negativt utslipp av fosfor. Dette indikerer at laksen tar opp fosfor direkte fra vannet. Utslipp av fekalier er beregnet som 27,7 % av utfôret mengde (Hatlen et al. 2015) og utgjør 365 000 tonn (tørrvekt). Karboninnholdet i fekalier ligger på 36,6 % ifølge Wang et al. (2013) og man får da et karbonutslipp på 134 000 tonn. Nitrogen og fosforinnholdet blir på henholdsvis 7 400 og 9 400 tonn (Hatlen et al. 2015)

Løste næringsalter som grunnlag for planteplankton på regional skala

I denne delen gis en vurdering av regionale (fylkesvise) miljøvirkninger av utslipp av næringsalter ved eksisterende og økt oppdrettsaktivitet. Beregningene tar sikte på å skalere påvirkningene i de ulike kystområdene. Miljøvirkningene som er vurdert er økt vekst av planteplankton (eutrofiering) på fylkesnivå. Dyrking av sukkertare nær oppdrettsanlegg er tidligere modellert av Broch et al. (2013). Beregningene er utført på det totale arealet av fylkene og tar ikke hensyn til lokale forskjeller som indre fjordområder med mindre vannutskifting og områder med spesielt høy produksjon. Mer detaljerte beregninger kan eventuelt utføres med numeriske fjord- og kystmodeller.

Nitrogen (ammonium) er den begrensende faktor for primærproduksjonen i kyst- og fjordområdene, med unntak av indre fjordområder med stor ferskvannstilførsel hvor fosfor vanligvis er en begrensende faktor. En stor del av metabolisert nitrogen blir skilt ut som ammonium over fiskens gjeller og er derfor direkte tilgjengelig for algene. Fosfor, derimot, er



Figur 2. Produksjon per arealenhet (1000 tonn/km²) i årene 2012 og 2003.

hovedsakelig bundet til partikler som synker ut av produksjonslaget. Høyt innslag av plantebaserte ingredienser i fôret kan øke bindingen av fosfor til partikler.

Den totale primærproduksjonen kan deles i to bidrag: 1) Ny produksjon og 2) Regenerert produksjon. Ny produksjon er basert på vinterakkumulerte næringsalter eller nye næringsalter som tilføres de øvre vannlag gjennom den produktive periode ved

avrenning fra land, vertikal oppblanding, oppstrømning av dypere vannmasser og f.eks. fra fiskeoppdrett. Utover sommeren dør eller spises algene, som igjen fører til frigivelse av nytt nitrogen (ammonium) som brukes om igjen til økt produksjon av planteplankton.

Produksjonen basert på gjenbruk av næringssalter kalles derfor regenerert produksjon. Ny produksjon i norske kyst- og fjordområder er om lag 50 g C/m²/år, mens totalproduksjonen (ny + regenerert) er 2,5–3 ganger større med en tendens til noe høyere verdier i åpne fjordlokalteter (Andersen et al. 2014). I beregningene av eutrofiering har vi benyttet en midlere ny algeproduksjon på ca. 50 g C/m²/år, og utslippet av nitrogen (ammonium) per tonn produsert fisk er beregnet til ca. 20 kg (ancylus.net) basert på førsammensetningen i 2012 (Ytrestøl et al. 2014). Vi har antatt at 1 del nitrogen (ammonium) produserer 5,7 deler karbon (alger) under primærproduksjonen.

Sjøareal i det enkelte fylke

Sjøarealet innenfor grunnlinjen i det enkelte fylke og totalt sjøareal fra Vest-Agder til Finnmark er beregnet som sum av segmenter i ”Fjordkatalogen” (tabell 1). De åpne områdene av Vestfjorden er ikke inkludert. Som en ser skiller de tre nordligste fylkene seg ut med Nordland som klart størst, arealmessig. Samlet har disse tre fylkene ca. 60 % av det totale

Tabell 1. Sjøarealene innenfor grunnlinjen (km²) og % av totalt sjøareal i kystfylkene på strekningen fra Vest-Agder til Finnmark. (Åpne områder av Vestfjorden er ikke inkludert).

Kilde: Fjordkatalogen.

	Areal (km ²)	% Sjøareal	Fiskeproduksjon (1000 t, 2012)
Vest Agder & Rogaland	3 526	4,6	96 845
Hordaland	3 959	5,2	241 110
Sogn og Fjordane	4 532	5,9	112 387
Møre og Romsdal	6 271	8,2	129 879
Sør-Trøndelag	7 262	9,5	141 317
Nord-Trøndelag	4 996	6,5	121 526
Nordland	19 906	26,1	233 099
Troms	11 354	14,9	143 800
Finnmark	14 604	19,1	86 809
Totalt	76 410	100,0	1 306 772

Tabell 2. Fylkesvise utslipp av nitrogen (ammonium) fra fiskeoppdrett i 2014.

Fylke	Utslipp N tonn / år 2014
Vest Agder-Rogaland	1 575
Hordaland	4 244
Sogn og Fjordane	2 234
Møre og Romsdal	2 665
Sør-Trøndelag	4 089
Nord-Trøndelag	2 071
Nordland	4 823
Troms	3 172
Finnmark	1 953
Totalt	26 826

sjøarealet nord for Vest-Agder.

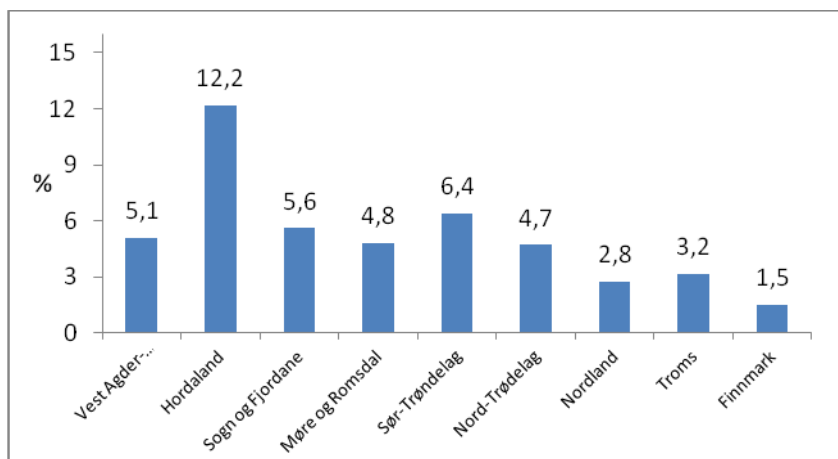
Perioden 2003–2012

Fiskeproduksjonen (laks og regnbueørret) har økt fra ca. 0,6 millioner tonn i 2003 til ca. 1,3 millioner tonn i 2012 (tabell 1) det vil si om lag en dobling på cirka ti år (<http://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur/Akvakulturstatistikk-tidsserier/Laks-regnbueoerret-og-oerret>).

Den største prosentvise økningen av fiskeproduksjonen fra 2003 til 2014 var i området fra Trøndelag til Finnmark med størst prosentvis økning i Troms og Nord-Trøndelag. Når det gjelder produksjon per arealenhet skiller Hordaland seg klart ut. Mens alle andre fylker hadde en produksjon på under 30 000 tonn per km², hadde Hordaland en produksjon på over 60 000 tonn. Nordland, Troms

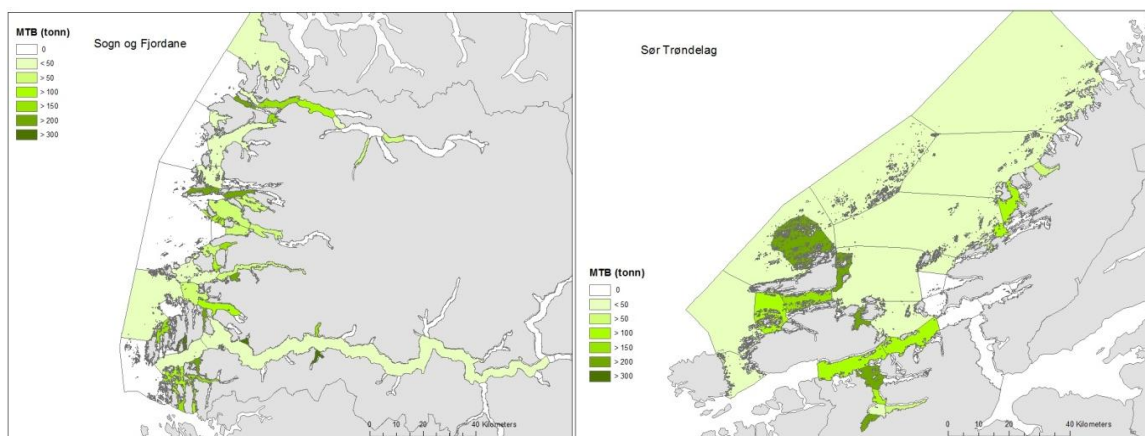
og Finnmark hadde en produksjon på under gjennomsnittet på 17 000 tonn per km² (figur 2).

Tilførslene av nitrogen (ammonium) fra fiskeoppdrett i de enkelte fylkene i 2014 er gitt i tabell 2. I 2014 var totalutslippet av nitrogen (ammonium) langs norskekysten direkte fra oppdrettsfisk ca. 27 000 tonn basert på Ancylus-modellen.



Figur 3. Fylkesvis %-økning i midlere algeproduksjon i 2014 i forhold til midlere algeproduksjon på 50 g C/m²/år (fiskeproduksjon 1,3 mill. tonn/år).

Antar vi at alt nitrogen (ammonium) tilført fra fiskeoppdrett omsettes til algeproduksjon og fordeles over sjøarealene innenfor grunnlinjen (tabell 1), ser vi av figur 3 at det er størst økning av algeproduksjonen i Hordaland (ca. +12 %) og minst i Finnmark (+1,5 %).



Figur 4. Maksimal tillatt biomasse (MTB, tonn/km²) av laks og regnbueørret per lokalitet i forhold til sjøarealet i hver vannforekomst i Sogn og Fjordane og Sør-Trøndelag (data fra Fiskeridirektoratet).

Produksjonen er ujevnt fordelt i fylkene, slik at noen områder får høyere utslipp enn andre. MTB/sjøareal indikerer produksjonen og utslippene over tid. Stående biomasse i hver vannforekomst vil vanligvis ikke være så høy som det er tillatt. Det er fordi hvert oppdrettselskap har en godkjent MTB på hver lokalitet som er høyere enn MTB på fylkesnivå. Mye av produksjonen foregår fremdeles i de ytre deler av fjordene, men bedre teknologi har gitt en økning i store kystanlegg; særlig i Trøndelagsfylkene (figur 4). For noen veldig små vannforekomster som har én eller to lokaliteter, kan kartet gi et overdrevent bilde av oppdrettstrykket.

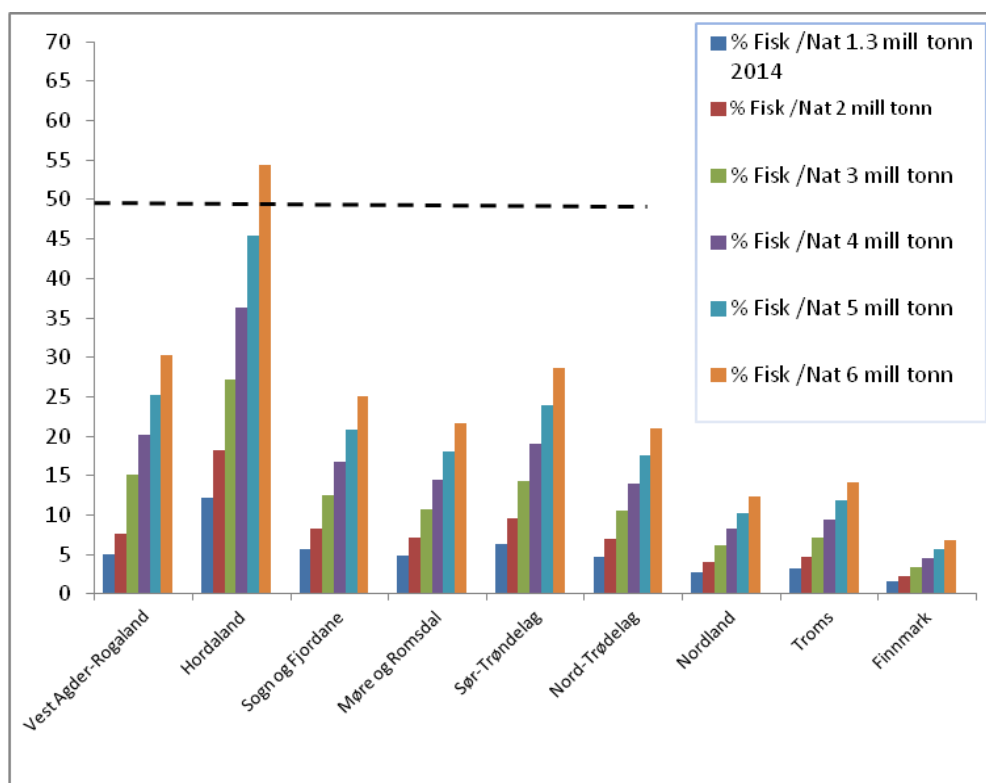
Regional påvirkning av algeproduksjonen vil også avhenge av området vannutskiftning, hydrografi og topografi. LENKA-prosjektet (Anon. 1990) delte inn kysten i tre typer områder med økende risiko for organisk påvirkning: A-områdene er åpne kystområder med dyp over 50 meter og store fjorder uten terskel; B-områdene er åpne områder med dyp mindre enn 50 meter og store terskelfjorder; C-områdene er små terskelfjorder og områder med terskel grunnere enn 50 meter. LENKA beregnet også produksjonskapasiteten i de enkelte områdene basert på indekser for den enkelte type område. Matfiskproduksjonen foregår i dag hovedsakelig i dynamiske A- og B-områder, men det trengs en operativ numerisk kyst- og fjordmodell for å kunne beregne mer nøyaktig bærekapasitet med hensyn til for eksempel økt algeproduksjon i hver enkelt vannforekomst. Som nevnt foran vil lokale økninger kunne være høyere enn middelet for hele fylket avhengig av blant annet lokal vannutskiftning og tetthet av oppdrettsanlegg.

Vurdering av produksjonsøkning fra 1,3 til 6 millioner tonn

Denne beregningen viser hvordan primærproduksjonen endres med økt fiskeproduksjon dersom vi beholder dagens fylkesmessige fordeling av produksjon (2014). Beregningene er gjort for totalproduksjon av fisk på henholdsvis 1,2, 2, 3, 4, 5, 6 millioner tonn per år.

Det arealmessig beskjedne fylket Hordaland har i dag høy produksjon (2014), selv om produksjonsøkningen etter 2003 har vært lavere enn lenger nord (figur 2). En proporsjonal økning av produksjonen gir derfor store kvanta fisk og store utslipp av nitrogen (ammonium) ved scenariene med størst produksjonsøkning. Ved f.eks. en total produksjon på 3 millioner tonn per år vil Hordaland produsere ca. 470 000 tonn fisk. De tilsvarende tallene for Troms og Finnmark er ca. 355 000 og 220 000 tonn. Nordland fylke vil få den største produksjonen med ca. 540 000 tonn per år.

I figur 5 ser vi at den prosentvise midlere økning av algeproduksjonen øker jevnt fra dagens produksjon på ca. 1,2 mill. tonn (2014) til en produksjon per år på ca. 6 mill. tonn. Ved f.eks. en total produksjon på 3 mill. tonn per år, er det % størst økning i algeproduksjonen i Hordaland (ca. 27 %), mens resten av fylkene ligger under ca. 16 % med de laveste verdiene i de tre nordligste fylkene (4–7 %).



Figur 5. Fylkesvis %-økning av algeproduksjonen med totalproduksjon av fisk per år på 1,2 mill. tonn/år (2014), 2 mill. tonn/år, 3mill. tonn/år, 4 mill. tonn/år , 5 mill tonn/år og 6 mill. tonn/år. Økningen er målt i forhold til normal bakgrunnsproduksjon på 50 g C/m²/år.

Gjennom OSPAR-konvensjonen har Norge forpliktet seg til å redusere utslipp av næringsalter i områder der overgjødning er et problem. Som mål på overgjødning benyttes blant annet at konsentrasjonen av planteplankton ikke skal være mer enn 50 % over naturlige bakgrunnsnivåer. Vi ser av figur 6 at Hordaland, Vest-Agder/Rogaland og Sør-Trøndelag ved en total produksjon på 6 mill. tonn fisk per år ligger mellom ca. 30 og 54 % i økning i midlere algeproduksjon, mens de tre nordligste fylkene ligger under ca. 15 %. Beregningene er utført på det totale arealet av fylkene (tabell 1) og som nevnt foran ikke tar hensyn til lokale forskjeller som for eksempel områder med mindre vannskifting og områder med spesielt høy fiskeproduksjon som kan gi betydelig høyere prosentvis økning enn verdiene vist i figur 6. Mer detaljerte beregninger av %-økning av algeproduksjon innenfor fylkene med økende fiskeoppdrett kan utføres med numeriske fjord- og kystmodeller.

Basert på et årlig utslipp av 26 000 tonn nitrogen fra norsk laks- og ørretproduksjon kan dette gi en ny algeproduksjon, som er høstbar over tid, på om lag 150 000 tonn alge-C (figur 1). Generelt vil 90 % av energien gå tapt for hvert etterfølgende trofisk nivå. Den økte biomassen av planteplankton kan nyttes inn mot dyrking av lavtrofiske arter som tare og filtrerende dyr. Som et eksempel kan vi estimere en dyrking av 340 0000 tonn blåskjell (våtvekt) gitt at alt planteplanktonet beites av denne arten. Går vi høyt opp i næringskjeden, som for torsk (trofisk nivå 4,4, Jiming 1982), vil dette gi anslagsvis en høstning av 1 200 tonn (våtvekt). Anslaget over er å betrakte som maksimalt, da ikke alle næringsstoffer som slippes ut vil være tilgjengelige for planteplanktonet som følge av sesongmessige- og dybdebegrensninger i lysstyrke. I tillegg vil karbonet fra alger ta veien inn i mange forskjellige arter og spres over et

stort geografisk område. Vi kan imidlertid konkludere med at økt primærproduksjon som følge av næringsutslipp fra oppdrettsanlegg har det største potensialet for dyrking eller høsting av lavtrofiske arter. Andersen et al. (2014) anslår at 20–25 % av algeproduksjonen sedimenterer og lagres i sedimentene (>100 år). Det tilsier at ca. 30 000–40 000 tonn karbon lagres i sedimentene, det tilsvarer binding av ca. 100–120 000 tonn CO₂.

Fôr og fekalier som grunnlag for sekundærproduksjon på lokal og regional skala

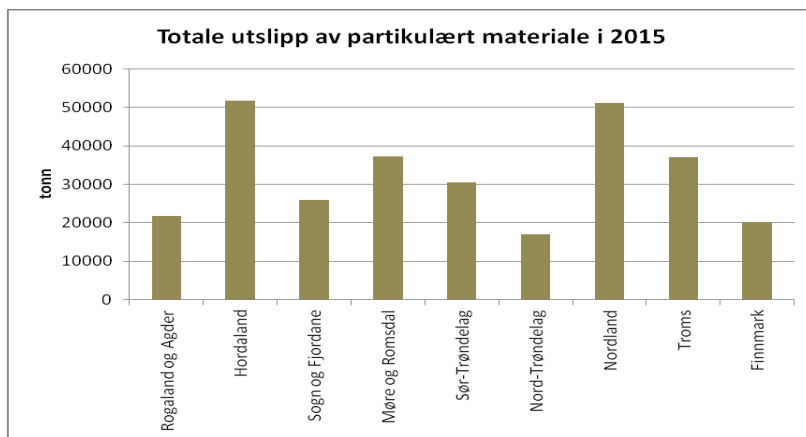
Fôrspill

Fôrspill kan deles i to kategorier: 1) støv og 2) intakt fôr som ikke spises av oppdrettsfisken. Støv er pellets som er knust eller slitt slik at det får en størrelse som gjør at oppdrettsfisken ikke spiser det. Vi finner ingen publiserte tall som viser kvantum fiskefôr som går tapt i form av støv. I figur 1 og Vedleggstabell 3 har vi anslått en mengde støv på 1 %. Dette tallet er beheftet med stor usikkerhet.

Støvpartiklene vil være så små at de føres langt bort fra anlegget med vannstrømmen. Størrelsen vil også gjøre at løselige næringsstoff lekker ut av partiklene og blir løst i vannmassene. Vi antar at næringsstoffene går inn i næringskjeden på lave trofiske nivåer og at støv kvantitativt ikke har signifikant betydning på produksjon av høstbare arter.

Vi vet at deler av det intakte fôret ikke blir spist av oppdrettsfisken. Størrelsen på dette fôrspillet er beheftet med stor usikkerhet. Vi har estimert fôrspill som mengde fôr som ikke har resultert i produksjon av oppdrettsfisk (utfôret mengde – fôr til fiskeproduksjon – støv = fôrspill), og kommer fram til et kvantum på ca. 94 000 tonn eller rundt 6–7 % av utfôret mengde (figur 1, Vedleggstabell 3). Det er også stor usikkerhet rundt skjebnen til dette fôret. En del vil sedimentere sammen med fekalier og omsettes som en del av sedimentet. Det er også velkjent at villfisk samles rundt og under oppdrettsanleggene og spiser spillfôr. Vanlige arter rundt og under anleggene er sei, torsk, hyse og hvitting. Otterå and Skilbrei (2014) konkluderer med at lakseoppdrett påvirker den lokale utbredelse av vill sei. De anser det også som mulig at det dynamiske forholdet mellom de oseaniske- og kystfasene har blitt endret hos disse artene.

Kvantitativt er det sannsynlig at fôrspill spiller en større rolle enn både sedimentert fôrspill, fekalier og løste næringsstoff når det gjelder produksjon av høstbare ville fiskearter. Dersom halvparten av spillfôret spises av høstbare villfisk, vil det resultere i en produksjon på 50 000 tonn. Men dette er et område hvor en trenger mer kunnskap.



Figur 6. Estimert av utslipp av partikulært materiale (fekalier og spillfôr) fra produksjon av laksefisk i hvert fylke basert på oppgitt fôrforbruk i 2015.

Fekalier

Den delen av fôret som ikke tas opp av fisken eller skilles ut over gjellene eller som urin går ut som fekalier. Det meste av fekalierne vil vanligvis sedimentere under eller i området rundt anlegget, men på strømsterke lokaliteter kan fekaliedeler spres langt. Fekaliene er ofte

skjøre og brytes lett opp i mindre deler som synker med ulik hastighet. Fiskestørrelse synes å ha liten betydning for synkehastigheten. Intakte fekalier synker med en fart på 5 til 10 cm/s, og i overkant av 90 % av fekalierne synker raskere enn 2,5 cm/s. Mellom 5 og 10 % av fekalierne synker langsommere enn 0,1 cm/s (Bannister et al. 2016). Slike svevepartikler kan holde seg i vannsøylen over lengre tid og spres langt videre enn det umiddelbare influensområdet. Spredningen av partiklene bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt de synker og hvor lett de går i oppløsning. De relativt høye synkehastighetene til intakte fekalier gjør at lokaliteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i den umiddelbare nærhet til anlegget. Lokaliteter med høye strømhastigheter (> 10 cm/s) sprer partiklene over et større område med relativt lite bunnfelling rett under merdene. Strømforholdene er ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i merddypet, mens det ofte er lite vannbevegelse i dypere vannlag. Dette er i motsetning til anlegg som ligger ute på kysten, som ofte ligger grunnere og har god strøm i hele vannsøylen.

Sedimentasjonsrater målt ved norske oppdrettsanlegg varierer fra 2 til 24 g Cm²/d¹ målt ved maksimal biomasse på anleggene (Kutti et al. 2007a, Bannister et al. 2014, Valdemarsen et al. 2012). Vanligvis finner man de høyeste ratene på fjordlokaliteter og de laveste på kysten. Konsekvensen av høye sedimentasjonsrater ved anlegg er stor påvirkning lokalt på bunnen ved anlegget, men også at det sedimenteres lite utenfor anleggets nærområde. På strømsterke lokaliteter er sedimentasjonen lav ved anleggene, men det organiske materialet kan spres over et større område med mulig regional betydning.

Fordelingen av utslipp av fekalier og spillfôr mellom fylkene avspeiler områdenes produksjon (figur 6). Påvirkningen i de enkelte områdene vil være avhengig av hydrografi og topografi og må vurderes separat. Som nevnt tidligere vil det være lite organisk materiale som kan ha regional effekt hvis det er stor sedimentasjon lokalt. Motsatt vil en større mengde av det organiske stoffet kunne ha en effekt regionalt hvis lokaliteten er lite belastet. Vi vet lite om fordelingen av organisk avfall mellom lokaliteter og det regionale området. En enkelt

undersøkelse med modellberegning fra et anlegg indikerer at omkring 2,5 % av fekalieene kan spres mer enn 2 km fra anlegget (Bannister et al. 2016). Men resultatene er usikre, da det kun er modellert og verifisert for ett enkelt anlegg.

Fekalier vil ha liten næringsverdi og konsumeres sannsynligvis i liten grad direkte av fisk, men omsettes gjennom laverestående organismer i og på sedimentet og gjennom bakteriell nedbrytning. Ved høye sedimentasjonsrater kan den bakterielle omsetningen bli så høy at det oppstår oksygenmangel, og bakterier som kan leve uten oksygen tar over omsetningen. En del bakterier utvikler hydrogensulfid, og sammen med oksygenmangelen kan dette resultere i at faunaen forsvinner. Bakteriene omsetter det organiske materialet til karbondioksid, nitrogen og fosfor som dermed kan inngå i primærproduksjonen. Dypene under norske oppdrettsanlegg er imidlertid ofte så store at næringssaltene ikke umiddelbart får noen betydning for produksjonen av planteplankton.

Hvis det organiske materialet sedimenterer på hardbunn, vil der ikke i utgangspunktet være organismer som kan omsette store mengder organiske partikler. På slike lokaliteter kan den opprinnelige faunaen forsvinne. Der vil være en del bakteriell nedbrytning, men det har vist seg at visse børstemark, som vanligvis lever på bløtbunn, kan etablere seg i store mengder (Hansen et al. 2011, Eikje 2013). Disse ser ut til å omsette det organiske stoffet og forsvinne igjen når det organiske stoffet er borte. Men hvor utbredt dette er, vites ikke, da det foreløpig kun er gjort få systematiske undersøkelser av hardbunn.

Når sediment utsettes for økende mengder organisk materiale slik som fekalier fra oppdrettsanlegg, vil dyresamfunnet gå gjennom en suksesjon. Det opprinnelige samfunnet vil endre seg og mer hardføre arter vil ta over. Det samme kan ses når man går fra anlegget, hvor sedimentasjonen er høy, og utover hvor sedimentasjonen minker. Nær merdene er det først en artsfattig sone med masseforekomst av noen få opportunistiske arter, mens bunndyrssamfunnet i en overgangssone er stimulert med forhøyet antall arter (Kutti et al. 2007). Lengst ute er dyresamfunnet vurdert til å være upåvirket. Dette samsvarer med det vanlige mønsteret for organisk belastning omkring en punktkilde (Pearson & Rosenberg 1978). Biomassen av bunndyrene er størst tett ved anleggene og minker med avstanden, og den øker gjennom produksjonssyklusen (Kutti et al. 2007b). Det er dermed gitt at en stor del av fekalieene, enten direkte eller på grunn av de store mengder bakterier som er assosiert, utnyttes av den bentiske faunaen.

Vi vet lite om hvor den økte biomasse i anleggsområdene ender opp i fødekjeden, men prøver å finne ut av dette ved å bruke forskjellige sporingsmetoder. Disse metodene er imidlertid ikke kvantitative, men kan gi en indikasjon på hvor de organiske utslippene tar veien. Stabile isotoper av karbon og nitrogen har vært brukt til å beskrive hvor førets bestanddeler ender opp i den marine fødekjeden (Mazzola & Sara 2004, Vizzini et al. 2005, Callier et al. 2013). Den utstrakte bruken av vegetabiliske føringredienser som man normalt ikke finner i det marine miljøet, gir mulighet for å bruke fettsyrer fra planteoljer som sporstoff i organismer for å se om de har spist oppdrettsfôr (Henderson et al. 1997, Olsen et al. 2012, Olsen et al. under arbeid). Fettsyrene kan også brukes i sediment for å se hvor langt utslippet spres seg fra

anlegg. Resultater fra slike undersøkelser har vist at det organiske stoffet kan inngå i børstemark, reker, andre krepsdyr og pelagiske og bunnlevende fisk omkring anlegg (Skog et al. 2003, Fernandez-Jover et al. 2011, Olsen et al. 2012, Olsen under arbeid). Resultatene bekreftes av undersøkelse rundt et oppdrettsanlegg som var under behandling med lakselusmiddelet teflubenzuron. Slike stoffer er svært nedbrytelige og kan derfor brukes som sporingsstoff (Samuelsen et al. 2015).

Resultater fra overvåking av bløtbunn viser generelt gode forhold under norske oppdrettsanlegg (figur 7), og også området omkring anleggene ser ut til å være i god tilstand (Fiskeridirektoratet 2016). Mange anlegg ligger imidlertid over andre bunntyper som blandingsbunn og hardbunn som det er vanskelig å overvåke med dagens metoder. Vi vet foreløpig lite om hvordan tilstanden er på disse. Det arbeides imidlertid med å få frem kunnskap for å utvikle en hardbunnsstandard. Vi vet at organisk utslipp kan påvirke visse følsomme arter og naturtyper som bl.a. koraller og svamp, som tar lang tid å gjenetablere seg hvis de forsvinner (Husa et al. 2016). Men vi vet lite om hvor sensitive arter og habitater ligger i forhold til dagens oppdrett, og hvor stor buffersone man bør ha rundt anlegg for å unngå permanent skade.

Den samlede mengden fekalier som ble sluppet ut fra oppdrettsanlegg i 2012 utgjorde i størrelsesorden 365 000 tonn tørrvekt (figur 1). De totale beregnede utslipp av karbon i fekalier er estimert til om lag 130 000 tonn C (37–50 % C av tørrvekt) (Kutti 2008, Wang et al. 2013). Hvis 10 % av energien tas opp i neste trofiske nivå, vil det samlede utslippet kunne produsere en biomasse på cirka 13 000 tonn karbon bunndyr. Tallene, inklusive den totale fekaliemasse, er beheftet med en del usikkerhet, bl.a. vet man ikke hvor mye av det organiske stoffet som omsettes gjennom bakterier i forhold til bunndyr. På neste nivå i fødekjeden vil mengden bli redusert til maksimalt 1300 tonn.

Den regionale påvirkningen av partikulært stoff fra anleggene angår i første rekke de dypere deler av vannsøylen og bunnen, enten ved svevepartikler eller resuspensjon fra anleggsområdet. Nedbrytning av organisk materiale øker oksygenforbruket, noe som kan gi oksygensvikt i mindre terskelområder eller bassenger med dårlig vannutsiftning. Videre vil en økt tilførsel av organisk materiale kunne påvirke bunndyrssamfunnet og næringsnettet. Dette vil særlig gjelde i dype områder der faunaen er begrenset av mangel på næring.

Multitrofisk akvakultur

Hvis utslippene fra fiskeoppdrett omsettes i økosystemet vil det kunne bidra til ny produksjon som vil kunne representere en høstbar ressurs over tid. Resirkulering av utslipp fra fiskeoppdrett er foreslått gjennom integrert multitrofisk akvakultur (IMTA) hvor man dyrker andre kommersielle arter på næringen i avfallet fra anleggene. I IMTA ønsker en dermed å bidra til å løse miljø- og bærekraftsutfordringer og til økt lønnsomhet. Det har imidlertid vist seg vanskelig å effektivt høste direkte fra de oppløste utslippene (næringsalter) gjennom dyrking av for eksempel tare (Broch et al. 2013) og blåskjell ved fiskeoppdrettsanleggene (Cranford et al. 2013), fordi utslipp i overflatelagene er marginale. Det er derfor nå en

dreining mot å forsøke å utnytte avfallet som synker ut under merdene, gjennom organismer som vokser på dette eller ved oppsamling av avfallet for mer intensiv dyrking. Ved økt produksjon av laks og diversifisering av norsk havbruk med biomasseproduksjon lavt i næringsnettet vil det være nødvendig også å forstå balansen mellom utslippene og høsting på økosystemnivå. Dette fordrer god kjennskap til omsetning av karbon i miljøet samt økt kunnskap om og forståelse av funksjonelle økosystem i kysten. I et fremtidsperspektiv med behov for økt marin matproduksjon ligger der en stor mulighet i en slik tilnærming hvor man ser potensialet i utnyttelse og resirkulering av næringsalter og organisk stoff. Tekniske løsninger som forskjellige typer lukkede anlegg gir en videre mulighet for å samle opp de organiske utslippene og bruke dem i gjødselproduksjon, biogassanlegg og lignende.

Referanser

- Anon. 1990. LENKA – Landsomfattende egnethedsvurdering av den norske kystsonen og vassdragene for akvakultur. NOU 199:22, 144 s.
- Andersen S, Strohmeier T, Strand H.K., Strand Ø. 2014. Karbonfangst og matproduksjon i fjorder. Rapport fra Havforskningen Nr. 7-2014.
- Bannister R.J., Valdemarsen T.B., Hansen P.K., Holmer M., Ervik A. 2014. Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well-flushed coastal site. *Aquaculture Environment Interactions*, 5: 29-47.
- Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., Asplin, L. 2016. Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES J. Mar. Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fsw027.
- Bergheim A., Braaten B. 2007. Modell for utslipp fra norske matfiskanlegg til sjø. Rapport IRIS-2007/180, 35 s.
- Bleie, H. og Skrudland, A. 2014. Tap av laksefisk i sjø. Rapport fra Mattilsynet. 36 p.
- Broch OJ, Ellingsen I, Forbord S, Wang X, Volent Z, Alver MO, Handå A, Andresen K, Slagstad D, Reita, KI, Olsen Y, Skjermo J. 2013. Modelling the cultivation and bioremediation potential of the kelp *Saccharina latissima* in close proximity to an exposed salmon farm in Norway. *Aquaculture Environment Interactions*, 4: 187-206.
- Callier M.D., Lefebvre S., Dunagan M.K., Bataille M.P., Coughlan J., Crowe T.P. (2013) Shift in benthic assemblages and organisms' diet at salmon farms: community structure and stable isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series* 483:153-167.
- Cranford P. J., Reid G. K., Robinson S. M. C. 2013. Open water integrated multi-trophic aquaculture: constraints on the effectiveness of mussels as an organic extractive component. *Aei Vol. 4*: 163–173.
- Eikje E.M. Benthic Impacts of Fish-Farm Waste on Hard Bottom Habitats, the Ecology of Opportunistic Epifauna Polychaetes. 2013. Master thesis. Department of Biology, University of Bergen.

- Fernandez-Jover, D., Arechavala-Lopez, P., Martinez-Rubio, L., Tocher, D.R., Bayle-Sempere, J.T., Lopez-Jimenez, J.A., Martinez-Lopez, F.J., Sanchez-Jerez, P., 2011a. Monitoring the influence of marine aquaculture on wild fish communities: benefits and limitations of fatty acid profiles. *Aquacult. Environ. Interact.* 2, 39-47.
- Fernandez-Jover, D., Martinez-Rubio, L., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Jimenez, J.A.L., Lopez, F.J.M., Bjorn, P.A., Uglem, I., Dempster, T., 2011b. Waste feed from coastal fish farms: A trophic subsidy with compositional side-effects for wild gadoids. *Est. Coast. Shelf Sci.* 91, 559-568.
- Hansen, P.K., Bannister, R., Husa, V. 2011. ”Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter”. Rapport fra Havforskningen Nr. 21-2011.
- Hatlen, B., Jakobsen, J.V., Crampton, V., Alm, M., Langmyhr, E., Espe, M., Hevroy, E.M., Torstensen, B.E., Liland, N., Waagbo, R., 2015. Growth, feed utilization and endocrine responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fed diets added poultry by-product meal and blood meal in combination with poultry oil. *Aquaculture Nutrition*, 21(5):714-725 DOI: 10.1111/anu.12194.
- Henderson R.J., Forrest D.A.M., Black K.D., Park M.T. 1997 The lipid composition of sealoch sediments underlying salmon cages. *Aquaculture* 158:69-83.
- Husa, V., Kutti T., Grefsrud, E. S., Agnalt, A.-L. Karlsen, Ø., Bannister, R., Samuelson O.B., Grøsvik B.B. 2016. Effekter av utslipp fra akvakultur på spesielle marine naturtyper, rødlista habitat og arter.
- Iversen, A., Hermansen, Ø., Brandvik, R.K., Marthinussen, A. og Nystøyl., 2015. Kostnadsdrivere i lakseoppdrett, Nofima 41 36 p.
- Jiming, Y., 1982. A tentative analysis of the trophic levels of North Sea fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7:247-252.
- Kutti, T., Ervik, A., Hansen, P.K. 2007a. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262: 367-381.
- Kutti, T., Hansen, P.K., Ervik, A., Høisæter, T., Johannessen, P. 2007b. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262: 355-366.
- Mazzola A., Sara G., 2001 The effect of fish farming organic waste on food availability for bivalve molluscs (Gaeta Gulf, Central Tyrrhenian, MED): stable carbon isotopic analysis. *Aquaculture* 192:361-379.
- Olsen S.A., Ervik A., Grahl-Nielsen O., (2012) Tracing fish farm waste in the northern shrimp *Pandalus borealis* (Kroyer, 1838) using lipid biomarkers. *Aquaculture Environment Interactions* 2:133-144.
- Otterå, H. and Skilbrei, O.T., 2014. Possible influence of salmon farming on long-term resident behaviour of wild saithe (*Pollachius virens* L.) *Ices Journal of Marine Science* 71 (9): 2484-2493.
- Pearson, T., and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an annual review* 16: 229-311.

- Samuelsen O.B., Lunestad B.T., Hannisdal R., Bannister R., Olsen S., Tjennsvoll T., Farestveit E., Ervik A. 2015. Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Science of the Total Environment*. 508:115-121.
- Skog, T.E., Hylland, K., Torstensen, B.E., Berntssen, M.H.G., 2003. Salmon farming affects the fatty acid composition and taste of wild saithe *Pollachius virens* L. *Aquat. Res.* 34, 999-1007.
- Valdemarsen, T., Bannister, R.J., Hansen, P.K., Holmer, M., Ervik, A. 2012. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. *Environmental Pollution* 170: 15-25.
- Valdemarsen T., Hansen P., Ervik A., Bannister R.J. 2015. Impact of deep-water fish farms on benthic macrofauna communities under different hydrodynamic conditions. *Marine Pollution Bulletin* 101: 776–783.
- Vizzini S., Mazzola A. 2004. Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 49:61-70.
- Wang X., Andresen K., Handå A., Jensen B., Reitan K.I., Olsen Y. 2013. Chemical composition and release of waste from an Atlantic salmon farm with an evaluation of IMTA feasibility. *Aquaculture Environment Interactions*. 4:147-162.
- Ytrestøyl T., Aas T.S, and Åsgård T. 2014. Resource utilization of Norwegian salmon in 2012, 2013. Nofima report 36/2014.

Vedlegg

Vedleggstabell 1. Sammensetning av norsk laksefôr i 2012.

Protein er regnet som N x 6,25. (Data fra Ytrestøyl et al. 2015).

	Sammensetning av norsk laksefôr i 2012 (% eller MJ/kg)	Total mengde næringsstoff i norsk laksefôr i 2012 (tonn eller GJ)	Næringsstoff fra marin opprinnelse (tonn eller GJ)	Næringsstoff fra vegetabiliske kilder (tonn eller GJ)
Tørrstoff	93,8	1.528.961	469.233	1.009.013
Energi	24,5	39.930.108	13.519.644	26.365.196
Protein	35,5	578.994	212.469	364.615
Fett	32,5	529.904	212.94	316.964
EPA	1,5	24.903	24.903	0
DHA	1,1	18.106	18.106	0
Fosfor	0,9	15.011	6.747	4.645

Vedleggstabell 2. Sammensetning av hel fisk (Ytrestøyl et al. 2015)

	Hel fisk
Tørrstoff (%)	41,2
Energi (MJ/kg)	12,6
Protein (Nx6,25) (%)	17,5
Fett (%)	21,3
Fosfor (%)	0,35

Vedleggstabell 3: Masseomsetning i norsk lakseoppdrett 2012.

	Mengde	Protein	C	N	P
Utfôret mengde	1 425 700	510 000	770 000	81 000	13 000
Uttak fisk	1 290 000	225 000	322 000	36 000	4 500
Tapt fisk	30 000	5 000	7 500	800	100
Produsert fisk	1 320 000	230 000	330 000	37 000	4 600
Støv (tapt) 1 %	14 000	5 000	7 700	1 000	100
Spist fôr (FCR=1)	1 320 000	500 000		75 999	12 000
Fekalier	365 000	46 000	77 000	7 500	9 000
Utslipp løst N/P		(191 000)		31 000	-2 000
Fôrspill	92 000	33 000	50 000	5 000	1 000