

4.6

NÆRINGSSALTER



I dette kapitlet konsentrerer vi oss om de næringssaltene som slippes ut fra matfiskproduksjon og som kan ha betydning for vannkvaliteten i norske kystområder. Dette omfatter nitrogen (nitrat, nitritt og ammonium) og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme og slippes ut i vannmassene. Det meste av fosforet som slippes ut fra matfiskanlegg er i bundet organisk form og synker ut av den eufotiske sone (sone med nok lys til netto fotosyntese). Langs norskekysten er uorganisk fosfor sjelden en begrensende faktor for algeproduksjon, og en ytterligere tilførsel av fosfor vil ikke gi en direkte respons i produksjonen. Utslipp av uorganisk nitrogen vil derimot kunne øke planteplanktonproduksjonen og føre til eutrofiering av vannmassene. Planteplankton, vekst og biomasseøkning er avhengig av en rekke faktorer. Noen slike essensielle faktorer er lys, karbondioksid, næringssalter, spesielt nitrogen og fosfor, men for en gruppe alger også silikat og mikrosterfer som f.eks. jern og magnesium. I tillegg er planteplanktonet avhengig av en viss grad av stratifisering. Noen vannområder (inkludert fjorder) er næringsfattige og lavproduktive fra naturens side. Betydelige tilførsler av næringssalter fører til økt algeproduksjon (mer enn det resipientkapasiteten kan omsette), økt nedbrytning av algebiomasse i dypet og oksygenmangel. Denne tilstanden kaller

vi eutrofi. Overgjødsling/eutrofiering av de frie vannmasser defineres oftest som en 50 % økning i biomassen av planteplankton i forhold til verdier i havet eller historiske referanseverdier (OSPAR 2005).

Mesteparten av det organisk bundne nitrogenet synker raskt ut av den eufotiske sonen og er ikke direkte tilgjengelig for mikro- og makroalger (omtales i kapittel 4.5). Det er en del uenighet rundt hvor mye næringssalter som slippes ut fra et oppdrettsanlegg. Noen modeller beregner den totale mengden nitrogen og fosfor, altså både i bundet organisk form og løste forbindelser. Det er viktig å skille mellom næringssalter i løst form som er direkte tilgjengelig for algeproduksjon, og organisk nitrogen og fosfor som er bundet til fôrrester og fiskeavføring (feces). Av nitrogen- og fosforforbindelsene som slippes ut i bundet organisk form, vil ca. 90 % raskt synke ut av den eufotiske sonen og etter hvert inngå som en liten fraksjon av det naturlig næringsrike dypvannet. Eksperimentelle forsøk har vist at 10–15 % av fecespartiklene er finpartikulære og utgjør ”svevestøv” som kan ha spredning og effekt i eufotisk sone. I denne risikovurderingen

regner vi bare med de løste forbindelsene som er direkte tilgjengelig for algeproduksjon.

Det finnes ulike modeller for beregning av utslipp fra fiskeoppdrett og det brukes ulike fôrtyper som gir ulike utslippsmengder av nitrogen (N) og fosfor (P). Moderne fôr inneholder mindre protein og mer vegetabiliske oljer enn tidligere. Dette fôret gir mindre utslipp av nitrogen og fosfor sammenlignet med fôr som ble brukt tidlig på 90-tallet. I denne risikovurderingen har vi basert beregningene på moderne fôr og ANCYLUS-modellen/MOM som er anbefalt av Bergheim & Braaten 2007, og beregnet at det per i dag slippes ut om lag 10,3 kg løst nitrogen og 1,7 kg løst fosfor per tonn produsert fisk, noe som tilsvarer 9630 tonn løst nitrogen årlig med dagens produksjon av laksefisk (2009/935 000 tonn, data fra Fiskeridirektoratet). Nitrogenutslipp fra torskoppdrett er noe høyere per tonn produsert fisk, men denne produksjonen er per i dag lav (2009/20 600 tonn fisk). Utviklingen av ny fôrsammensetning har altså ført til en nedgang i utslipp av løste næringssalter per tonn produsert fisk (Husa et al. 2010). Produksjonen av laksefisk øker stadig, og en kan ikke forvente en ytterligere optimalisering av fôrsammensetningen, noe som betyr at økende produksjon av fisk

i årene fremover vil føre til økende utslipp av næringssalter.

Selv om næringssaltene som slippes ut raskt fortynnes, vil en likevel ha kontinuerlige pulser av lettomssettelige nitrogenforbindelser (ammonium) i nærheten av anlegg. Målinger viser at man har forhøyede konsentrasjoner av ammonium i en sone rundt anleggene. Hvor stor denne sonen er, vil variere med lokale forhold (vannutskifting, strømforhold) og biomassen av fisk i anleggene. Utslippsmengde fra fiskeproduksjonen vil også variere med årstiden. Fisken vokser mest om sommeren, og da vil en også få de høyeste utslippene. En økende praksis i lakseoppdrett er at man setter ut smolt både om høsten og våren og driver kontinuerlig fôrings, og mange har også lys på anleggene om natten. På denne måten blir sannsynligvis utslippene jevnere fordelt gjennom året i forhold til tidligere. Sanderson et al. (2008) fant forhøyede ammoniumverdier i en sone på 400–500 meter rundt små anlegg (< 400 tonn fisk), og i Hardangerfjorden har vi målt tilsvarende verdier på 2–8 $\mu\text{mol/l}$ ammonium i nærsonen (inntil 400 m avstand) til middels store anlegg. Vi har i dag liten kunnskap om hvor stor influenssonen er rundt store anlegg (5000 tonn) og rundt de planlagte anleggsklyngene.

Konsekvenser av eutrofi er ulike i de frie vannmasser (algeplankton) og i bentsamfunn (fastsittende alger og ålegress). Vi vil i det følgende behandle disse systemene hver for seg.

Eutrofi i de frie vannmasser som følge av utslipp fra matfiskproduksjon

Dagens produksjon av laksefisk foregår hovedsakelig fra kysten av Rogaland og nordover. Dette er områder som naturlig er relativt næringsfattige, har gode strømforhold og god vannutskifting.

Den norske kyststrømmen har sin opprinnelse i Skagerrak, hvor brakkvann fra Østersjøen/Kattegat og ferskvannsavrenning fra norske landområder blander seg med vann fra Nordsjøen og underliggende atlantisk vann, og strømmer nordover langs norskekysten og inn i Barentshavet (figur 4.6.1). Typiske strømhastigheter i kyststrømmen er 20–50 cm per sekund med maksimalstrøm over ca. 100 cm per sekund, som tilsvarer 2 knop. Typiske vanntransporter i øverste 30 meter av kyststrømmen er om lag 0,3 millioner m^3 per sekund i sør og øker nordover til om lag 1 millioner m^3 per sekund.

Vannutskiftingen mellom fjorder og kystvann over terskelnivå styres av to ulike mekanismer, forskjellig i vannstand

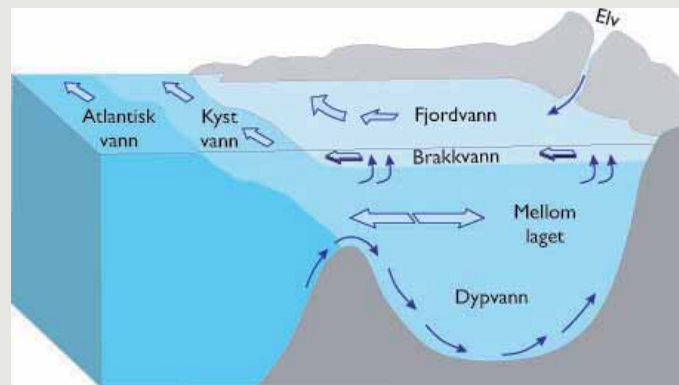
og indre trykkforskjeller som skyldes at vannet på samme dyp har ulike tetthet. Langs norskekysten er det først og fremst det halvdaglige tidevannet som skyldes tiltrekningskreftene fra månen og sola, som bidrar til vannstandsfor skjeller mellom fjord og kyst og som forårsaker tidevannsstrømmer.

De meteorologiske vannstandsendingene forårsaket av vind og endringer i lufttrykk har derimot vanligvis liten betydning for vannutskiftingen mellom kyst og fjord. Unntaket er i situasjoner med stormflo hvor vannstandsendingene og vanntransportene mellom kyst til fjord kan være betydelige.

Når vannet i samme dyp i fjordene og på kysten utenfor har forskjellig tetthet, oppstår det indre trykkforskjeller som forårsaker betydelige vanntransporter i fjordenes mellomlag.

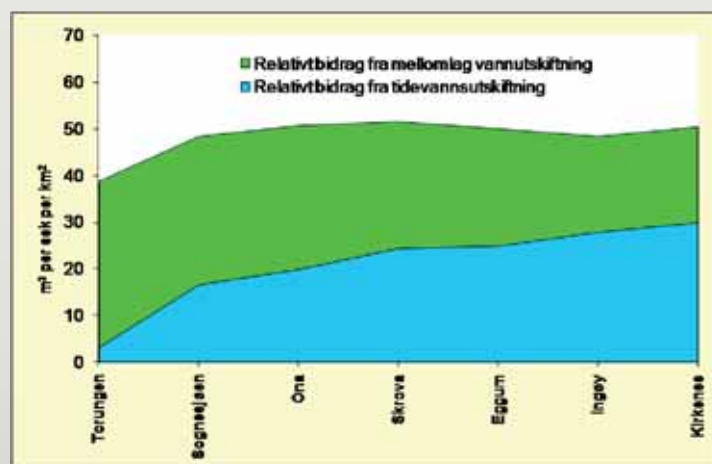
Ferskvannstilførselen til fjordene skaper et utstrømmende brakkvannslag hvor tykkelsen og saltholdigheten er avhengig både av ferskvannstilførselen og vindblanding (figur 4.6.1).

Figur 4.6.2 viser hvordan bidragene fra mellomlag- og tidevannsutskifting i en middels stor fjord endrer seg fra sør mot nord. Langs Skagerrakkysten er sjiktningen i vannsøylen markert, og vannutskiftingen i mellomlaget bidrar med ca. 90 % av utskiftingen, mens tidevannsutskiftingen har liten betydning. Nordover avtar sjiktningen og bidraget fra tidevannsutskiftingen øker, og på Trøndelagskysten er bidraget fra mellomlag- og tidevannsutskiftingen om lag like store. På Finnmarkskysten er bidraget fra vannutskiftingen i mellomlaget i fjordene redusert til ca. 30 % av den totale vannutskiftingen. Den økende tidevannsutskift-



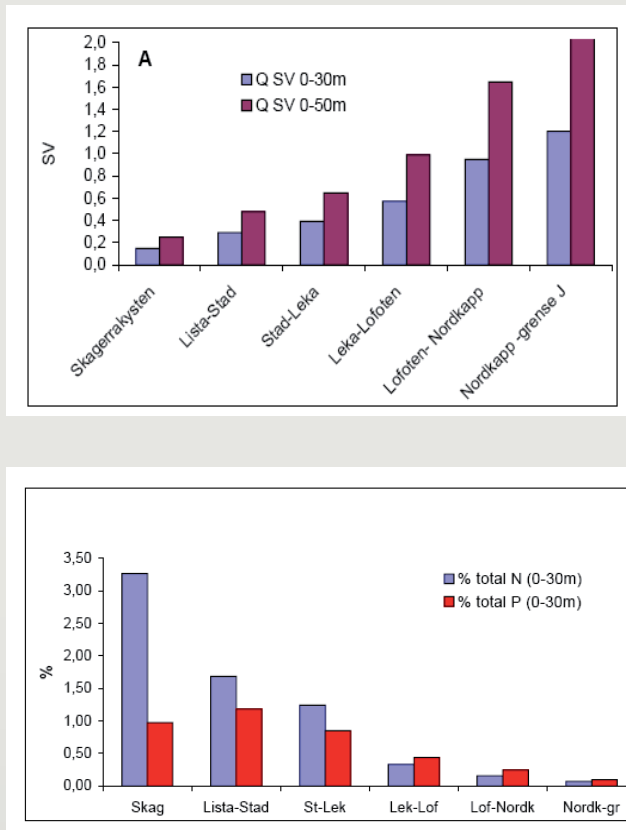
Figur 4.6.1

Hovedtrekkene i vannutskifting kyst-fjord.



Figur 4.6.2

Beregnet effektiv tidevann- og mellomlag vannutskifting uttrykt som m^3 per sekund per km^2 vannoverflate i en middels stor fjord fra Skagerrak til Finnmark.



Figur 4.6.3

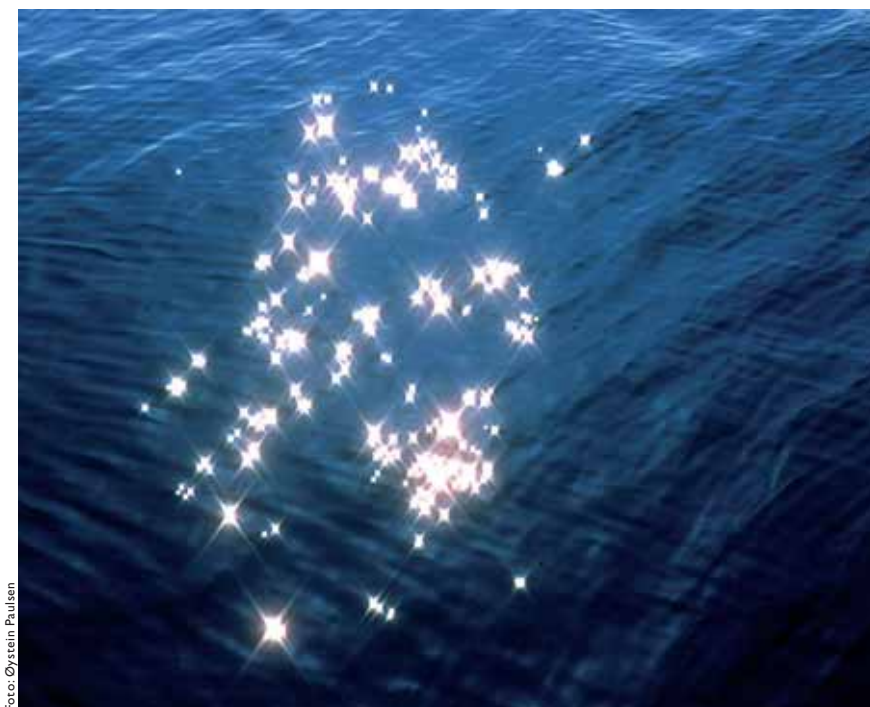
Estimert vanntransport (1 SV = 1 millioner m³ per sekund) i Den norske kyststrømmen fra Skagerrak til Finnmark (øverst). Totale norske utslipp av nitrogen og fosfor (inkludert akvakultur) uttrykt som prosent av naturlige transporter av næringsalter i Den norske kyststrømmen i kystområder fra Skagerrak til den russiske grensen. Kystområdene er Skagerrak, Lista–Stad, Stad–Leka, Lofoten–Nordkapp, Nordkapp–grensen mot Russland (nederst).

ningen bidrar dermed til å kompensere for den reduserte vannutskiftningen i mellomlaget nordover kysten, og den totale vannutskiftningen over terskeldyp i vår eksempel fjord er derfor tilnærmet konstant nord for Sognesjøen: ca. 50 m³ per sekund per km² vannoverflate, mens den i Skagerrak er noe lavere, ca. 40 m³ per sekund per km² vannoverflate. Under ellers like forhold er det dermed arealet av fjordene som stort sett er bestemmende for den totale vannutskiftning over terskeldypet. Strømmene i fjordene er sterkest og varierer mest i de øverste 10–20 m av vannsøylen. Ved siden av topografiske forhold er strømmene bestemt av ferskvannstilførsel, vind, tidevann og vannutvekslingen med kystvannet. I trange innløp, over terskler og i smale sund er det ofte sterkest tidevannsstrøm, mens periodevis høye strømhastigheter i de åpne delene av fjordene og indre kystområder som oftest er forårsaket av lokal vind. Vinddrevet strøm har størst betydning i de øverste 10–20 m og er sterkest nær overflaten. Vindrevet strøm kan utgjøre mellom 3 og 8 % av vindhastigheten og har størst effekt i situasjoner med sterk lagdeling i fjordene (brakkvann).

I perioder med sterk vind kan strømmene i overflatelaget i fjordene bli større enn 100 cm per sekund (2 knop) og 50 cm per sekund (1 knop) i 10 m dyp. Under normale forhold er strømmene normalt mindre enn ca. 30 cm per sekund. I bukter, bakevjer og sidefjorder kan strømmen være betydelig svakere enn i åpne fjord- og kystområder.

Basert på kunnskap om vanntransport og typiske nitrogen- og fosforverdier målt i kyststrømmen (figur 4.6.3) kan nærings-saltutslippene fra fiskeoppdrett på strekningen Lista til Helgelandskysten (Leka) beregnes til om lag 1–1,5 % av den naturlige transporten i kyststrømmen. Det beregnede bidraget fra fiskeoppdrett avtar til henholdsvis 0,4, 0,2 og <0,1 % i de tre nordligste regionene (figur 4.6.3). Dette demonstrerer at utslipp av næringsalter langs norskekysten, inkludert akvakultur, har ubetydelig innvirkning på nærings-saltverdien i kystvannet (Aure og Skjoldal 2003, Skjoldal 1997).

Målinger fra områder med høy tetthet av anlegg i Chile, Skottland, Middelhavet og Norge (Hardangerfjorden) (Gowen & Ezzi 1994, Soto & Norambuena 2004, Pitta et al. 2006, Husa et al. 2010) viser at det er liten risiko for en regional overgjødning av frie vannmasser i områder med god vannutskiftning. For å skalere det relative bidrag av næringsalter fra fiskeoppdrett til et fjordsystem har vi benyttet Hardangerfjorden, som har en av de

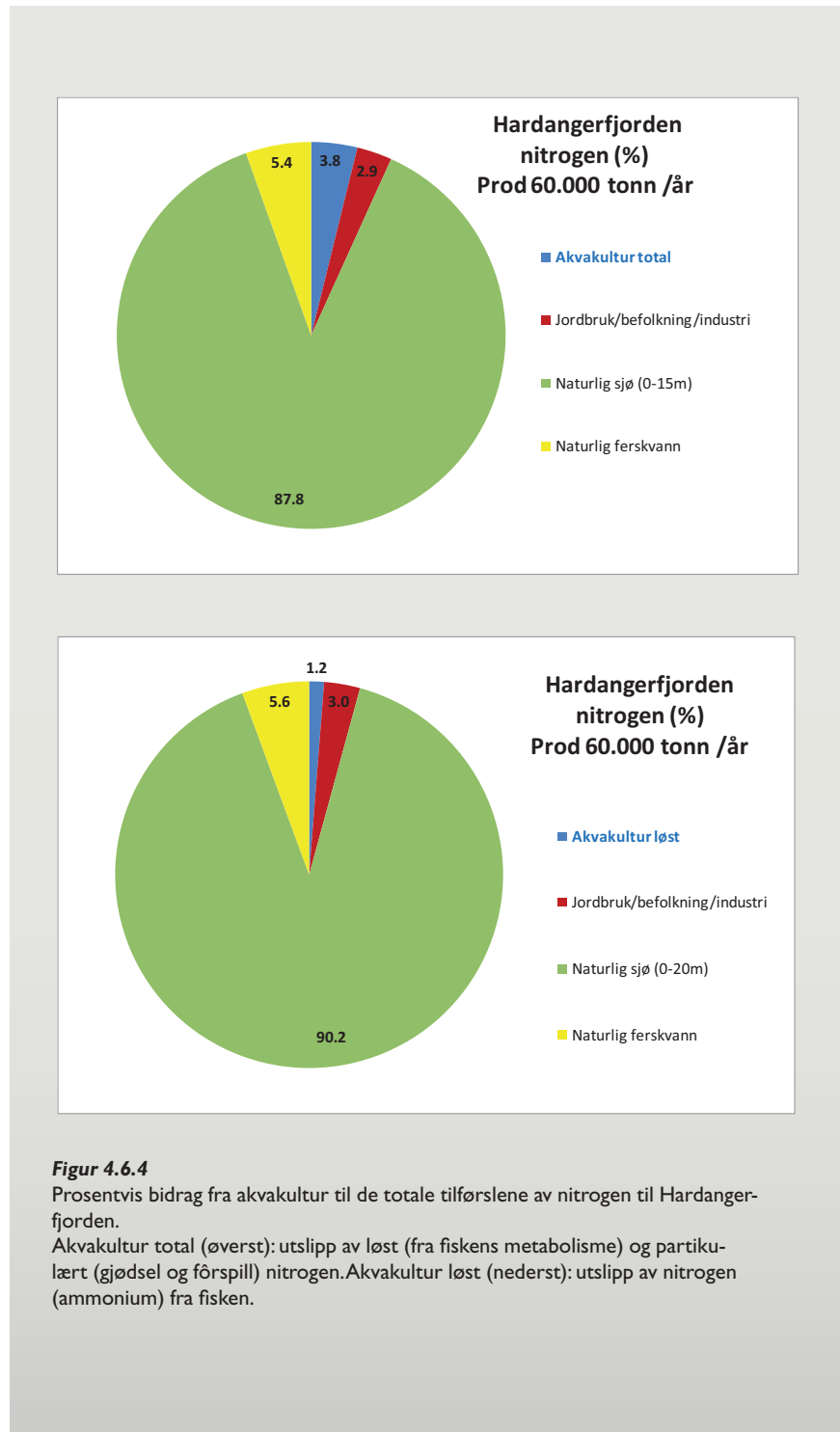


største tetthetene av fiskeoppdrettsanlegg i Norge (årsproduksjon ca. 60 000 tonn). Modellen "Fjordmiljø" (Stigebrandt 2001) er benyttet og viser at vanntransportene i de øverste 20 meter av Hardangerfjorden i middel er 5000–7000 m³ per sekund og med typiske nitrogen- og fosforverdier for kyst- og fjordvann utgjør tilførslene fra fiskeoppdrett mellom 1 og 4 % av de totale transportene av næringssalter i Hardangerfjorden (figur 4.6.4).

Beregninger av effekten av nitrogenutslipp fra fiskeoppdrett på planteplanktonproduksjonen i Hardangerfjorden med en avansert 3D-fjordmodell (NORWECOM) viser om lag samme prosentvise bidrag i form av økte klorofyll *a*-verdier og primærproduksjon (1–6 %) i Hardangerfjorden (Skogen et al. 2009). Responsen i planteplanktonsamfunnene avhenger av vannets, og dermed næringssaltene oppholdstid i området. Målinger fra Hardangerfjorden indikerer heller ikke forhøyede verdier av planteplanktonbiomasse (fluorescens) (Husa et al. 2010).

Planktonmengde og artssammensetning overvåkes ukentlig langs norskekysten i regi av Mattilsynet gjennom overvåkingsprogrammet for skadelige alger. Det er stor variasjon i planteplanktonbiomassen og artssammensetningen i løpet av året og mellom årene, og det registreres også betydelige ulikheter innenfor små geografiske områder. For planteplankton generelt er det ikke registrert dramatiske endringer i løpet av overvåkingsperioden, selv om man i enkelte regioner har sett endringer. Når det gjelder tilstedeværelsen av skadelige alger viser også denne "gruppen" betydelig variasjon. I dette datamaterialet har man registrert en endring med økende frekvens av skadelige alger i de nordligste delene av landet og en reduksjon i Skagerrak og delvis på Vestlandet. (Naustvoll et al. 2010). En rekke studier har undersøkt planteplanktonforekomsten nær oppdrettsanlegg, men har ikke kunnet påvise forhøyede verdier (Gowen et al. 1983, Taylor et al. 1992, Pitta 1996, Pitta et al. 1998, 1999, 2006). Det har vært diskutert hvorvidt årsaken til at man ikke finner høyere biomasse av planteplankton nær anlegg skyldes at planktonets oppholdstid i området med forhøyede verdier er for kort, eller om økt primærproduksjon raskt blir spist opp av dyreplankton og således går inn i næringskjedene (Machias et al. 2005, Pitta et al. 2009).

Tre års målinger av næringssalter i Hardangerfjorden viser at vannkvaliteten i de frie vannmassene kan klassifiseres som meget god (SFT 1997, Direktoratets gruppa for vanddirektivet 2009) selv om det årlig produseres om lag 60 000 tonn laksefisk i



Figur 4.6.4

Prosentvis bidrag fra akvakultur til de totale tilførslene av nitrogen til Hardangerfjorden.

Akvakultur total (øverst): utslipp av løst (fra fiskens metabolisme) og partikulært (gjødsel og førespill) nitrogen. Akvakultur løst (nederst): utslipp av nitrogen (ammonium) fra fisken.

dette området (Husa et al. 2010). Målinger som startet opp sommeren 2010 i Ryfylkefjordene, Rogaland viser også den samme trenden (Blue Planet 2010).

Det finnes få systematiske målinger av næringssalter og klorofyll *a* i fjordene langs kysten av Norge fra Rogaland og nordover. Havforskningsinstituttet har en lengre tidsserie med næringssalter fra et høsttokt i de norske fjordene på denne strekningen. Dette datasettet oppfyller dessverre ikke de krav som stilles til prø-

vetakningsfrekvens og er ikke optimalt plassert tidsmessig for å kunne benyttes til klassifisering av næringssaltforholdene. Analyser av datasettet indikerer likevel at det ikke er snakk om store næringssaltbelastninger tidlig på vinteren. Næringssalter og klorofyll *a* måles i Skagerrak som en del av kystovervåkingen. Dette området har vært preget av høye nitrogentilførsler fra 1970 og frem til midten av 90-tallet. Siden da har næringssaltverdiene gått gradvis nedover og er nå sterkt redusert (Naustvoll og Aure 2010).



Foto: Svensen

Selv om økte næringssaltverdier ikke har blitt målt i de frie vannmasser i oppdrettsintensive områder, kan det imidlertid være risiko for lokal overgjødning i områder med dårligere vannutskiftning. Økende matfiskproduksjon betyr også en økende kamp om de strømrrike lokalitetene, noe som kan føre til at mindre optimale lokaliteter tas i bruk, eller at en får høyere tetthet av anlegg i noen områder. Utviklingen mot stadig større anlegg og anlegg i klynger vil føre til en økende risiko for lokal påvirkning.

Lokal påvirkning av sjøvegetasjon som følge av utslipp fra matfiskanlegg

Dette er et felt vi har relativt lite kunnskap om. Det er utført en rekke studier av effekten av nitrogenutslipp på makroalger (Pedersen og Borum 1996, Duarte 1995). Generelt kan sies at ved en klassisk nitratpåvirkning (kloakkutslipp og lignende) får man redusert biodiversitet og en overvekt av grønne alger i artssamfunnet (Munda 1996). Nitrogenforbindelsen ammonium som slippes ut fra oppdrettsanlegg stimulerer vekst av hurtigvoksende arter med høy volum/overflate-ratio slik som tynne bladaktige og trådformede arter. Dette kan føre til økte mengder av påvekstalger på habitatbyggende arter som tang og tare (Worm & Sommer 2000). Påvekstalgene reduserer lys og konkurrerer effektivt om næringssaltene slik at man over tid kan få en reduksjon av flerårige, seintvoksende arter som tang og tare (Berger et al. 2003, Eriksson et al. 2002). Dette vil føre til et mindre verdifullt habitat for assosiert fauna. Graden av påvirkning og størrelsen på influensområdet vil avgjøres av produksjonsnivå, strøm og bølgeeksponering.

Makroalgene sitter fast på fjellbunn fra strandsonen og vokser så dypt som lyset (og andre faktorer) tillater. De gjenspeiler vannkvaliteten der de vokser og brukes bl.a. derfor som biologisk kvalitetselement i vannforskriften. Makroalgесamfunn innenfor influenssonen av næringssaltutslipp fra et fiskeoppdrettsanlegg vil kontinuerlig få en svak, men kontinuerlig dosering av næringssalter. I Hardangerfjorden er det registrert mye trådformede alger mellom 3 og 10 meters dyp, men det er ennå usikkert om dette skyldes næringssaltutslipp fra matfiskanlegg eller andre faktorer. Havforskningsinstituttet og Universitetet i Bergen har flere pågående prosjekter som kan belyse denne problemstillingen bedre neste år.

Små organiske svevepartikler fra matfiskanlegg som kan påvirke sjøvegetasjon
En liten fraksjon av feces og førsjipp vil forbli svevende rundt matfiskanleggene.

Disse partiklene kan påvirke lystilgangen i makroalgесamfunnene og føre til reduserte vekstrater (Schiel et al. 2006, Isæus og Malm 2004, Airoidi 2003). De nedre voksegrensene for viktige nøkkelarter kan bli forskjøvet oppover slik at man får en smalere primærproduksjonssone, som en har sett i Østersjøen (Rohde et al. 2008). Et tynt sedimentlag kan slå seg ned på substratet og hindre sporer fra tang og tare å slå seg ned. Vi har foreløpig lite kunnskap om effekten av små organiske partikler på algесamfunn. Negative effekter av slike små organiske partikler på ålegrasenger er godt dokumentert fra Middelhavet, der man har funnet nedsatte vekstrater og redusert forekomst av ålegress i nærsonen til anlegg (inntil 400 m) (Duarte et al. 2008). Erfaringene fra Middelhavet er ikke nødvendigvis overførbare til våre egne forhold, der anleggene normalt er plassert over større dyp enn der det finnes ålegress, men det er ønskelig med mer kunnskap om påvirkning av dette viktige habitatet som ofte fungerer som gyteområde for bl.a. torsk.

Verktøy for klassifisering av miljøtilstand i områder med matfiskeoppdrett

Gjennom arbeidet med vannrammedirektivet (vannforskriften) er det utviklet verktøy for klassifisering av miljøkvalitet i vannmassene (Direktoratgruppen for vanddirektiv 2009). I tillegg til å måle de klassiske parametrene som nitrogen, fosfor, silikat, oksygen, klorofyll *a* og siktedyp, skal man også undersøke biologiske parametre. For makroalger i kystvann er det foreløpig bare laget et system for tre vanntyper i Skagerrak og to vanntyper på Nordvestlandet, hvor vestlandsindeksen baserer seg på artssammensetningen i fjæresamfunn. Biodiversiteten i bentiske dyresamfunn, nedre voksegrensene for indikatorarter (alger) og diversiteten i fjæresamfunnet skal vurderes før man kan fastslå miljøtilstanden, og disse biologiske parametrene vektet mer enn de kjemiske. En klassifisering av biodiversiteten i fjæra på 12 stasjoner i området med tettest oppdrett i Hardangerfjorden viser meget god tilstand i fjæra på alle stasjoner (EPIGRAPH, upubliserte data). Denne metoden fanger nødvendigvis ikke opp problemet med trådformede alger på dypere vann. Det er derfor behov for å utvikle metoder for miljøklassifisering av sjøvegetasjon i oppdrettstette områder som passer bedre enn fjæreindeksen. En foreløpig klassifisering av miljøkvaliteten i vannområdene langs kysten, inkl. områder der vi i dag har oppdrett, finnes på: <http://vann-nett.nve.no>. Innen 2021 skal alle vannområdene i Norge være klassifisert etter den nye forskriften.

Referanser

- Airoidi L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanogr. Mar. Biol.* 41: 161-236.
- Aure J., Skjoldal, H.R. 2003. OSPAR: Common Procedure for identification of eutrophication status: Application of the screening procedure for the Norwegian coast north of 62°N (Stad-Russian border). SFT report (OMI) TA-1997/2003. 23 p.
- Aure J., Føyn L., Pettersen R. 1997. Miljøundersøkelser i norske fjorder 1975-1995. 4. Sør-Troms: Balsfjorden, Malangen, Vågsfjorden, Astafjorden, Gratangen, Lavangen og Salangen. *Fisken og havet*, nr. 13-1997: 70 s.
- Aure J., Johannessen T. 1997. Næringsalter og klorofyll a fra Skagerrak til Vestlandet. *Fisken og havet*, nr. 2-1997: 45 s.
- Berger R., Henriksson E., Kautsky L., Malm T. 2003. Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 37: 1-11.
- Bergheim A., Braaten B. 2007. Modell for utslipp frå norske matfiskanlegg til sjø. Rapport IRIS-20077/180, Blue Planet 2010. Overvåkning Rogaland. Rapport 1: september 2010. Direktoratgruppen for vandedikativet 2009. Veileder 1: 2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Duarte C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- Duarte C.M., Frederiksen M., Grau A., Karakassis L., Marba N., Mirto S., Pérez P., Pusceddu A., Tsapakis M. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1618-1629.
- Eriksson B.K., Johansson G., Snoeijis P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology* 38: 284-296.
- Erga S.R. 1989 (a). Ecological studies on the phytoplankton of Boknafjorden, western Norway. I. The effect of water exchange processes and environmental factors on temporal and vertical variability of biomass. *Sarsia* 74: 161-177, the North Atlantic. *Limnol. Oceanogr.* 35: 464-471.
- Erga S.R. 1989 (b). Ecological studies on the phytoplankton of Boknafjorden, western Norway. II. Environmental control of photosynthesis. *J. Plankton. Res.* 11: 785-812.
- Ervik A., Aure J., Skjoldal H.R., Alvsvåg J. 2005. Konsekvensutredning av regionale miljøvirkninger av et framtidig økende fiskeoppdrett i Norge. Rapport fra Havforskningsinstituttet til SFT. 12 s.
- Gowen R.J., Tett P., Jones K.J. 1983. The hydrography and phytoplankton ecology of Loch Ardbhair: A small sea loch on the West Coast of Scotland. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 71: 1-16.
- Gowen R.J., Ezzi I.A. 1994. Assessment and prediction of the potential for hypereutrophication and eutrophication associated with cage culture of salmonids in Scottish waters. *Dunstaffnage Marine Laboratory, Oban Scotland*, 137 p.
- Husa V., Skogen M., Eknes M., Aure J., Ervik A., Hansen P.K. 2010. Oppdrett og utslipp av næringsalter. *Havforskningsrapporten, Fisken og havet*, særnummer 1-2010.
- Isæus M., Malm T. 2004. Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) juveniles in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 39(3): 301-307.
- Naustvoll L.J., Aure J. 2010. Eutrofiering i kystvann og fjorder på Skagerrakkysten. *Fisken og havet*, Særnummer 1-2010.
- Naustvoll L.J., Gustad E., Kleiven M. 2010. Overvåking av mikroalger langs norskekysten. *Havforskningsrapporten, Fisken og havet*, Særnummer 1-2010.
- Machias A., Karakassis I., Giannoulaki M., Papadopoulou K.N., Smith C.J., Somarakis S. 2005. Response on demersal fish communities in the presence of fish farms. *Mar. ecol. Prog. Ser.* 288: 241-250.
- Munda I.M. 1996. The northern Adriatic Sea. In *Ecological studies Vol 123*. Eds. Scramm & Nienhaus. *Marine benthic vegetation*. OSPAR. 2005. Ecological quality objectives for the greater North Sea with regard to nutrients and eutrophication effects. *OSPAR eutrophication series 229/2005*, 33 p.
- Pedersen M.F., Borum J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 142: 261-72.
- Pitta P. 1996. Dynamics of the plankton community in sea bream (*Sparus aurata*) rearing mesocosms. PHD Thesis. University of Crete, Heraklion.
- Pitta P., Giannakourou A., Divanach P., Kentouri M. 1998. Planctonic food web in marine mesocosms in the Eastern Mediterranean: Bottom-up or top-down regulation. *Hydrobiologia* 363: 97-105.
- Pitta P., Karakassis I., Tsapakis M., Zivanovic S. 1999. Natural vs. Mariculture derived nutrients and plankton in the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 391: 181-194.
- Pitta P., Apostolaki E.T., Tsagaraki T., Tsapakis M., Karakassis I. 2006. Fish farming effects on the chemical and microbiological variables of the water column: a spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. *Limn. Hydrobiologia* 563: 99-108.
- Pitta P., Tsapakis M., Apostolaki E.T., Tsagaraki T., Holmer M., Karakassis I. 2009. 'Ghost nutrients' from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. *Mar. ecol. Prog. Ser.* 374: 1-6.
- Rohde S., Hiebenthal C., Wahl M., Karez R., Bischof K. 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology* 43: 143-150.
- Sanderson J.C., Cromey C.J., Dring M.J., Kelly M. 2008. Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in North-West Scotland. *Aquaculture* 278: 60-68.
- Schiel D.R., Wood S.A., Dunmore R.A., Taylor D.I. 2006. Sediment on rocky intertidal reefs: Effects on early post-settlement stages of habitat-forming seaweeds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 331(2): 158-172.
- SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veileder 1997:3.
- Skjoldal H.R. (redaktør) 1997. Kyststrekningen Jomfruland-Stad. Vurdering av eutrofitilstand. Rapport fra nasjonal ekspertgruppe for vurdering av eutrofi forhold i fjorder og kystfarvann: 129 s.
- Skogen M., Eknes M., Asplin L.C., Sandvik A.D. 2009. Modeling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298: 70-75.
- 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. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 493-501.
- Taylor B.E., Jamieson G., Carefoot T.H. 1992. Mussel culture in British Columbia: the influence of salmon farms on growth of *Mytilus edulis*. *Aquaculture* 108: 51-66.
- Wassmann P. 1990a. Relationship between primary and export production in the boreal coastal zone of the North Atlantic. *Limnology and Oceanography* 35: 464-471.
- Wassmann P. 1990b. Calculating the load of organic carbon to the aphotic zone in eutrophicated coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 21: 183-187.
- Worm B., Sommer U. 2000. Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. *Marine Ecology Progress Series* 2002: 283-288.