

Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering

Ingebrigt Uglem, Johanna Järnegren, Nina Bloecher

Trondheim 11.05.20

UPUBLISERT

TILGJENGELIGHET

Åpen

PROSJEKTLEDER

Johanna Järnegren

ANSVARLIG FORSKNINGSSJEF

Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Sintef Ocean/FHF

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

FHF prosjektnummer: 901572

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Øyvind Hilmarsen/Kjell Maroni

Innhold

| | |
|---|-----------|
| 1 Forord | 3 |
| 2 Introduksjon..... | 4 |
| 3 Utslipp av organisk materiale fra påvekstorganismer og begroing på merder..... | 5 |
| 3.1 Effekter av utslipp av groe | 6 |
| 4 Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale..... | 7 |
| 4.1 Løst organisk materiale | 7 |
| 4.2 Løst uorganisk materiale | 7 |
| 4.3 Kan utslipp av næringssalter fra havbruk føre til oppblomstring av giftige alger? | 8 |
| 4.4 Vurdering av påvirkning fra utslipp av næringssalter på nasjonal skala | 8 |
| 5 Partikulært materiale fra produksjon av fisk..... | 9 |
| 5.1 Effekter av partikulært materiale på bunnlevende organismer | 10 |
| 5.1.1 Effekter på bentiske økosystem | 10 |
| 5.1.2 Effekter på bunnlevende arter og naturtyper..... | 12 |
| 5.1.3 Vurdering av påvirkning av bunnforhold på nasjonal skala..... | 13 |
| 5.2 Utslipp av partikulært materiale og effekter på fisk | 14 |
| 5.2.1 Villfisk tiltrekkes lakseanlegg | 14 |
| 5.2.2 Effekter på biomasse av villfisk | 16 |
| 5.2.3 Effekter på fysiologi og reproduksjon | 17 |
| 5.2.4 Effekter på fiskeri | 19 |
| 6 Organiske utslipp og effekter av fremmedstoffer..... | 21 |
| 7 Oppsummering | 22 |
| 8 Referanser | 24 |

1 Forord

Hensikten med notatet er å oppsummere kunnskap om miljøpåvirkninger fra utslipp av organisk materiale fra lakseanlegg som et grunnlag for det videre arbeidet i prosjektet «Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk (FHF pr.nr. 901572)». Det er i hovedsak tatt utgangspunkt i fagfelleverdert vitenskapelig kunnskap, men det vises også til såkalt grålitteratur eller interne/eks-terne rapporter som ikke er fagfelleverdert såfremt disse er refererbare. Deler av oppsummeringen er basert på rapporter utformet i to tidligere FHF-prosjekt (Evaluering av tiltak for å fremme bærekraftig sameksistens mellom fiskeri og havbruk: Fase I og II, FHF pr.nr. 900772 og 900909). Vi vil derfor rette en spesiell takk til Bjørn Steinar Sæther (NOFIMA/UiT) og Ørjan Karlsen (HI) som i betydelig grad bidro til utforming av disse rapportene.

Trondheim 11.05.20

Johanna Järnegren (prosjektleder)

2 Introduksjon

Hensikten med rapporten er å oppsummere kunnskapen om effekter av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk. Vi oppsummerer i første rekke kunnskapen om økologiske effekter av utslipp, men vi diskuterer også effekter på fiskerinæringen der dette er relevant. Utslipp fra havbruk kan påvirke mange arter, artssamfunn og naturtyper, og påvirkningen kan være både positiv og negativ for de ulike artene og naturtypene (Holmer 2010, Sæther mfl. 2012). Kunnskapen om effekter av utslipp fra havbruk er lite undersøkt for de aller fleste arter og naturtyper som berøres av utslippene, mens kunnskapsgrunnlaget for noen arter er relativt godt studert. Manglende kunnskap på økosystemnivå medfører at helhetlige vurderinger av effekter vil bli mangelfulle, noe som videre vil gjøre det vanskelig å vurdere total bærekraftpåvirkning.

Vi har delt inn utslipp i tre hovedkategorier; 1) organisk materiale fra begroing på merder; 2) løst organisk og uorganisk materiale og 3) partikulært materiale. Organisk materiale fra begroing omfatter materiale som produseres på oppdrettsstrukturene, for eksempel på nøtene. Dette organiske materialet ville ikke blitt produsert dersom ikke oppdrettsanleggene var der, og slippes for eksempel ut gjennom notspyling. Løst materiale består både av organiske og uorganiske forbindelser som vil virke som næringssalter. De løste organiske stoffene er molekyler og partikler $<0,2 \mu\text{m}$ som inneholder N eller P, og som primært slippes ut ved lekkasje fra fekalier og fôrspill. De løste uorganiske stoffene er næringssalter som skilles ut ved ekskresjon fra fisken. De partikulære utslippene fra produksjon av fisk består av spillfôr og fekalier. Vi oppsummerer også kunnskapen om effekter av miljøgifter som slippes ut gjennom organiske utslipp.

3 Utslipp av organisk materiale fra påvekstorganismer og begroing på merder

Begroing forekommer på alle undervannsstrukturer i et oppdrettsanlegg (Figur 1). Dette gjelder ikke kun noten, men også alle andre strukturer som er del av fortøyningen, samt redskaper og instrumenter i vann (f.eks. rensefiskskjul, fôrkamera) og selve fôrflåten og skrog av arbeidsbåter (Bloecher mfl. 2015). De vanligste artene som gror på nøter i Norge er alger (både makroalger og mikroalger), hydroider, muslinger, sekkedyr, og mosdyr (Bloecher mfl. 2013; Bannister mfl. 2019), mens rur og lignende kalsifiserte organismer forekommer hovedsakelig på harde overflater.

Uten tiltak vil groen vokse kontinuerlig og den kan forekomme i betydelige mengder (>8 kg m⁻²; Bloecher mfl. 2013). Oppdretterne ønsker av flere årsaker å hindre groe på anleggene og særlig noten, blant annet for å opprettholde tilstrekkelig vanngjennomstrømning og for å hindre at fortøyningssystemet påvirkes for mye av vannstrømmen. Groe kan også være et reservoar for patogener (Bannister mfl. 2019). I Norge håndteres begroing hovedsakelig ved impregnering av not med kobber-basert anti-groemiddel og regelmessig (opp til ukentlig) ved *in-situ* vasking av nøter. Vasking fører til at groeorganismene frigjøres i vannet (Carl mfl. 2011). Andre strukturer rengjøres bare ved behov (f.eks. 1-2 ganger i produksjonssyklus) (Bloecher mfl. 2015). Siden groen ikke ville ha oppstått uten oppdrettsanlegget og den frigjøres ved notvask og vask av andre strukturer kan groe betraktes som et organisk utslipp fra lakseanlegg.



Figur 1. Groe på not (Foto: Nina Bloecher)

Mengden og artssammensetning av påvekstorganismer som groer på nøter og andre strukturer og som dermed slippes ut i vannet varierer med følgende faktorer:

1. **Sesong.** Veksten styres av vanntemperatur og lystilgjengelighet. Veksts sesongen starter ofte (f.eks. i mars) med påvekst av mikroalger, fulgt av makroalger og muslinger som blåskjell. Mot slutten av sommeren og ut over høsten (august – november) er det derimot hydroider som dominerer begroingen. Maksimale groemengder oppstår ofte i september/oktober når vanntemperaturen er høyest (Bloecher mfl. 2013). Dermed vil tidspunktet fisken blir satt ut påvirke mengden groe på anlegg i en produksjonssyklus.
2. **Geografi:** Det er generelt mindre groe i Nord-Norge enn i mer sørlige deler av landet, noe som er knyttet til sjøtemperaturen. Det kan i tillegg oppstå lokale forskjeller mellom lokaliteter, med mer groe på skjermede (f.eks. i en fjord) enn på mer eksponerte lokaliteter (SINTEF; upublisert data).

3. *Eksponering for strøm og lys*: Det kan innen et anlegg være forskjell mellom merder i begroing på grunn av varierende eksponering for strøm. I tillegg varierer groen på merdene med dybde og side av merdene på grunn av lysforholdene, og alger dominerer på de øverste meterne av noten (Hodson mfl. 1995; Hodson mfl. 1997; Guenther mfl. 2010).
4. *Strategi for groehåndtering*: Valg av 'riktig' notmateriale og bruk av impregnering på nøter kan redusere påslag og vekst av begroing betydelig (Braithwaite mfl. 2007; Edwards mfl. 2014; Bloecher & Floerl 2020). I tillegg har vaskefrekvens stor innflytelse på groemengden (Guenther mfl. 2010; Bannister mfl. 2019).

En typisk merd med 157 m omkrets, 35 m dybde, og bunnring på 18 m har en notoverflate på 5 202 m². Basert på tall fra Bloecher mfl. (2013) kan det estimeres at opptil 18 tonn (våtvekt) begroing kan oppstå på en slik merd i løpet av et år i regioner med sterk groepress. Fordi mengden av groe varierer på grunn av flere faktorer er det imidlertid vanskelig å beregne mengden groe som slippes ut fra et enkelt anlegg innen en produksjonsperiode, og estimatet vil derfor kun være et eksempel på mulig omfang for en typisk merd.

3.1 Effekter av utslipp av groe

Utslipp av begroing fra oppdrettsanlegg kan påvirke gjellehelse til fisk negativt. I laboratorieforsøk er det vist at laks etter eksponering for hydroider og deres nesleceller får skader på gjellene i opptil 7 dager (Baxter mfl. 2012; Bloecher mfl. 2018). I tillegg har effekter på fiskens hud, utløst av andre nesledyr som anemoner, blitt observert i New Zealand (Fisher & Appleby 2017). Slike skader kan også forventes hos villfisk som oppholder seg i nærheten av oppdrettsanlegg mens notvasking pågår. Med tanke på kvantitative belastning, så vil fisken i og rundt et anlegg med middels begroingspress utsettes for et slikt utslipp anslagsvis 2-3 dager annenhver uke fra august til november. Det finnes per i dag ingen data som kan definere størrelsen av risikoområdet som blir påvirket av material slippet ut fra anleggene.

Begroing kan videre være et reservoar for patogener. Dette inkluderer f.eks. *Vibrio anguillarum* som utløser vibriose og som kan være assosiert med blåskjell (Pietrak mfl. 2012; Albert & Ransangan 2013), eller *Paramoeba perurans*, som utløser amøbegjellesykdom og som er påvist på hydroider (Hellebø mfl. 2016). Frigjøring av begroing under vasking vil dermed øke risiko for kontakt med patogener, både for fisk i merd og villfisk i områdene. Det finnes ikke tilstrekkelig data for å evaluere risikoen.

Begroing kan være en foretrukket oppholdsplass for fremmede marine arter. Frigjøring av disse organismene og spesielt akkumulert frigjøring av reproduksjonsstadier kan føre til økt reproduksjonssuksess, noe som vil kunne bidra til å fremme spredning av fremmede arter (Mineur mfl. 2012; Simkanin mfl. 2012; Woods mfl. 2012).

Etter frigjøring i vannsøylen vil påvekstorganismene synke ned til bunnen der de kan bidra til økt organisk belastning, spesielt når utslippet skjer aggregert i forbindelse med notvasking (se nedenfor for effekter av utslipp på benthos). Observasjoner fra skjelloppdrett viser i tillegg at sedimentering av groeorganismer som muslinger kan føre til ansamling av predatorarter som sjøstjerne i områdene under anleggene. Et økt antall av disse artene i et område kan øke reproduktiv suksess for disse artene og dermed påvirke sammensetningen av lokal bunnfauna (Inglis & Gust 2003).

4 Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale

Menneskelig utslipp av løst organisk og uorganisk materiale har en rekke kilder, hvorav utslipp fra havbruk er antatt å være den største utslippskilden i Norge, selv om dette utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Produksjonen av laksefisk har de siste årene vært stabil, og utslippene i 2018 er estimert til 51 538 tonn løst nitrogen og 6845 tonn løst fosfor (TEOTIL). Til sammenligning slippes det årlig ut om lag 48 000 tonn nitrogen og 2600 tonn fosfor til vann fra jordbruk, avløp og landbasert industri (Grefsrud mfl. 2019). Effekten av slike utslipp fra havbruk må derfor sees i sammenheng med utslipp fra andre menneskelige aktiviteter og naturlig tilførsel, noe som krever god og langsiktig overvåkning. Det finnes per i dag imidlertid ikke tilstrekkelig nasjonale overvåkningsdata fra områder med mye lakseoppdrett til at det er mulig å vurdere risiko for negative miljøeffekter fra utslipp av løste stoffer fra lakseoppdrett (Grefsrud mfl. 2018), selv om det er satt i gang overvåkningsprogrammer som i framtiden vil øke muligheten til å foreta slike vurderinger (Boxaspen & Husa 2019). En totalvurdering for fare for overgjødning av norske kystområder på grunn av utslipp av næringsalter fra menneskelig aktivitet indikerer at faren er størst i indre kyst og fjordområder uten oppdrettsaktivitet på Skagerakskysten (Norderhaug mfl. 2016). Det antas også at det kan være en risiko for overgjødning i indre deler av store fjorder og mindre terskelfjorder, kanskje særlig på Vestlandet.

4.1 Løst organisk materiale

Løst organisk materiale er molekyler og partikler som er mindre en 0,2 µm og som inneholder næringssaltene nitrogen (DON) eller fosfat (DOP) (Sæther mfl. 2013). DON og DOP kommer primært fra fôrspill og fra lekkasje fra fekalier. Den delen som kommer fra fekalier har en lavere biologisk tilgjengelighet og næringsverdi, mens delen som kommer fra forspill sannsynligvis er lettere tilgjengelig. Fôrspill og fekalier synker relativt hurtig under den fotiske sonen og er derfor ikke like tilgjengelig for primærprodusentene (Boxaspen & Husa 2019). Da løst organisk materiale representerer en mindre andel av utslippene av næringsalter og har en lang omsetningstid i det marine næringsnettet anses de ikke særlig viktige for miljøforholdene rundt oppdrettsanlegget (Anon 2011)

4.2 Løst uorganisk materiale

Løst uorganisk materiale er næringssaltene nitrogen og fosfor som dannes under fiskens metabolisme og skilles ut via gjeller og nyrer. Nitrogen, hovedsakelig i form av ammonium, har høy biologisk tilgjengelighet, kan raskt tas opp av mange primærprodusenter (planteplankton, makroalger og marine karplanter) og nyttes til vekst. Norske kystområder er i hovedsak nitrogenbegrensede, særlig i perioder når primærproduksjonen styres av mengde næringsstoffer tilgjengelig. Denne perioden strekker seg fra etter vårblostringen i mars og frem til at lyset igjen blir den begrensende faktoren for vekst om høsten. Fosfor er ikke en begrensende faktor for vekst og ekstra tilførsel gir derfor vanligvis ingen effekt i våre økosystemer.

Mengden utslipp varierer med biomassen av fisk og årstid, med høyest utslipp om sommeren da fisken vokser raskest. Det er vist at variasjonen mellom og innen dager kan være vesentlig (Jansen mfl. 2018). I åpne merdanlegg vil næringssaltene spre seg med overflatestrømmene og fortynnes relativt raskt i vannmassen, men er sporbare opp til ca. 2 km fra anlegget (Grefsrud mfl 2019). Lokale forhold som vannutskiftning, strømforhold og lignende vil påvirke hvordan de sprer seg.

Effekten av ekstra tilførsel av næringssalter vil bero på hvor mye som slippes ut i forhold til naturlige verdier i området. Økte konsentrasjoner av næringssalter gi kan negative konsekvenser i form av økt produksjon av planteplankton, noe som kan resultere i større nedfall til bunn og risiko for redusert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet og påvirkning på bentiske organismer (Sæther mfl. 2013; Price mfl. 2015; Grefsrud mfl. 2018). Også makroalgene kan påvirkes gjennom et skifte fra et mangfoldig makroalgesamfunn til få arter dominert av trådformede brunalger og grønналger (Worm og Summer 2000; Grefsrud mfl. 2018).

4.3 Kan utslipp av næringssalter fra havbruk føre til oppblomstring av giftige alger?

Kraftig oppblomstring av en giftig alge (*Chrysochromulina leadbeateri*) i Nordland og Troms sommeren 2019 førte til vesentlig fiskedødelighet i oppdrettsanlegg, og det ble spekulert i at utslipp av næringssalter var årsaken til oppblomstringen (Karlsen mfl. 2019). Det er godt kjent at økte konsentrasjoner av næringssalter kan føre til oppblomstring av alger, men siden næringssalter har en rekke naturlige og menneskeskapt kilder kan det være vanskelig å vurdere i hvor stor grad enkeltkilder kan føre til algeoppblomstring. Havforskningsinstituttet har estimert at økt algeproduksjon på grunn av utslipp av næringssalter fra lakseoppdrett i 2019 teoretisk sett var lavere enn 10% i de fleste produksjonsområder (Boxaspen og Husa 2019), og det er derfor lite sannsynlig at utslipp fra havbruk alene var årsaken til oppblomstringen i 2019. Boxaspen og Husa (2019) påpeker imidlertid at en framtidig femdobling av produksjonen av laks vil kunne øke faren for lokal overgjødning i flere produksjonsområder. Det er generelt lite kunnskap om årsaker til oppblomstringer av giftige alger, og det er derfor usikkert om og i hvilken grad økte utslipp av næringssalter på grunn av økt produksjon vil føre til oppblomstring av giftige alger.

4.4 Vurdering av påvirkning fra utslipp av næringssalter på nasjonal skala

Risikoen for at utslipp av næringssalter vil påvirke miljøtilstanden i Norske kystvannsføremønstre ble i 2019 vurdert i Havforskningsinstituttets risikorapport for Norsk fiskeoppdrett (Grefsrud mfl. 2019). Det ble i denne vurderingen tatt utgangspunkt i Vannforskriften der Norge har satt seg et miljømål som sier at alle kystvannsføremønstre i Norge skal oppnå «svært god» eller «god» miljøtilstand. Risikovurderingen i 2019 hadde som mål å vurdere risikoen for hvorvidt utslipp av næringssalter fører til at noen kystvannsføremønstre og produksjonsområder ikke oppnår det miljømålet som er satt. Lokale effekter på arter og naturtyper på grunn av utslipp næringssalter i anleggenes påvirkningsområde ble ikke vurdert. Risikoen for regionale miljøeffekter (eutrofiering) som følge av økt næringssalttilførsel fra fiskeoppdrett ble vurdert som lav i alle produksjonsområder langs kysten (Grefsrud mfl. 2019). Det poengteres imidlertid at det er knyttet høy usikkerhet til slike vurderinger, og kunnskapsgrunnlaget er satt til moderat eller dårlig for produksjonsområder der miljødata mangler. Det antas også at effektene vil variere innad i produksjonsområdet, grunnet påvirkningsgraden av oppdrettsintensitet og vannutskifting (Grefsrud et al. 2019). Produksjonsområde 3 (Karmøy til Sotra) er det området i landet som har høyest utslipp av løste næringssalter per sjøareal, men siden det finnes gode miljødata for dette området ble tilstanden kan vurderes som god med god kunnskapsstyrke.

5 Partikulært materiale fra produksjon av fisk

De partikulære utslippene fra produksjon av fisk består av spillfôr (figur 2) og fekalier. Spillfôr er fôr som ikke blir spist av fisken i anlegget, og består av fôrfragmenter eller fôrpellets. Fôrfragmenter er små partikler som enten følger med fôret fra produsenten eller dannes ved mekanisk påvirkning under utfôring.

Mengde spillfôr fra sjøbaserte oppdrettsanlegg bestemmes av fôringsregimet og har blitt antatt å være i størrelsesorden 3-7 % av utfôret mengde (Kutti 2008; Reid mfl. 2008; Otterå mfl. 2009; Torrison mfl. 2016). Den økonomiske fôrfaktoren har de siste årene ligget rundt 1,3 (www.barentswatch.no/havbruk/foringrediens-til-fisk), noe som indikerer at fôrspillet kan være høyere enn det som er antatt. En undersøkelse av fôrtap fra oppdrett i



Figur 2. Spillfôr (Foto: Pablo Sanchez)

Middelhavet tyder på at mengde spillfôr kan variere betydelig og at fôrtapet i noen tilfeller kan være så høyt som 50 % av utfôret mengde (Ballester-Molto mfl. 2017). Havforskningsinstituttet anslår at fôrtapet er mellom 5 og 11 % av fôrforbruket i sin risikovurdering av Norsk havbruk i 2018 (Grefsrud mfl. 2018). Det finnes oss bekjent ikke publiserte estimat på fôrspill fra smoltanlegg. Mengden fôrfragmenter varierer betydelig mellom ulike utfôringsystem og fôrtyper, men det er ikke urimelig å anta at om lag 1 % av fôret kan fragmenteres før utfôring (Aas mfl. 2011). Mengde fekalier har blitt antatt å utgjøre omkring 10-15 % av fôrmengden (Brooks & Mahnken 2003; Kutti 2008; Svåsand mfl. 2016). Fôret inneholder per i dag betydelig mer terrestriske ingredienser, noe som kan bety at utslipp av fekalier er høyere enn det som tidligere har blitt antatt. Havforskningsinstituttet estimerer blant annet utslipp i form av fekalier for 2017 til 27,7 % av fôrmengden ekskludert fôrspill (Grefsrud mfl. 2018). De totale partikulære utslippene vil følge produksjonen, med høyest utslipp i sommermånedene hvor veksten og derved utfôringen er høyest, og senere i produksjonssyklusen da biomassen er større.

Spillfôr og fekalier har ulik synkehastighet (Bannister mfl. 2016). Spillfôr er fastere enn fekalier, som er skjøre og brytes lett opp i mindre deler som synker med lavere hastighet enn spillfôr (Husa mfl. 2013). Området som påvirkes av partikulært materiale vil dermed være avhengig av partikkeltype og størrelse, samt strømhastigheter på utslippspunktet (Valdemarsen mfl. 2015; Broch mfl. 2017). Lokalteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i den umiddelbare nærhet til anlegget, mens på lokaliteter med høye strømhastigheter vil partiklene spres over et større område, med mindre bunnfelling rett under merdene. Spredningsmønsteret kan estimeres ved å kombinere synkehastighetsdata med hydrodynamiske modeller. De minste fraksjonene av utslippene av partikulært materiale kan spres flere kilometer, men mesteparten av partiklene vil bunnfelle mindre enn 500 meter fra anleggene (Bannister mfl. 2016).

5.1 Effekter av partikulært materiale på bunnlevende organismer

Økologiske effekter av utslipp av partikulært materiale på bentiske samfunn og på pelagisk fisk er relativt godt undersøkt, mens effekter på andre pelagiske organismer er lite studert. Effekter av utslipp på makroalger og påvekstorganismer er også diskutert ovenfor. Vi vil derfor her i hovedsak fokusere på effekter på benthos og på pelagiske fiskearter

Det partikulære materialet vil lekke næringsstoffer, men det er uklart om og i hvilken grad dette vil ha økologiske konsekvenser sett i forhold til mengden løste næringsstoffer som slippes ut gjennom ekskresjon (se ovenfor). Finpartikulært materiale fra lakseanlegg kan holde seg flytende lenge (svevestøv), og kan derfor være tilgjengelig for dyr som filtrerer små partikler (eg. dyreplankton, skjell). I størrelsesorden 10-15 % av fekaliepartiklene er finpartikulære og utgjør "svevestøv" som kan ha spredning og effekt i eufotisk sone (Brooks & Mahnken 2003; Husa mfl. 2013; Svåsand mfl. 2016). Det er imidlertid også vist at mengden svevestøv ved oppdrettsanlegg kan variere mye i tid og rom, og at konsentrasjonen er lav i forhold til naturlig tilført materiale (Brager mfl. 2015, 2016). I hvilken grad svevestøv fra lakseoppdrett påvirker økosystemet er uklart, men det antas at mengden som tilføres fra lakseoppdrett er så liten at bruk av for eksempel muslinger til å rense slike utslipp fra oppdrettsanlegg vil være unødvendig (Brager mfl. 2016). Det er imidlertid vist at blåskjell som dyrkes i nærheten av lakseoppdrett vokser bedre enn på kontroll-lokaliteter (Reid mfl. 2008; Troell mfl. 2009). Næring fra svevestøv kan tas direkte opp av brunalgen *Sargassum* spp., og resultere i 10-30 % bedre vekst enn alger i områder uten slikt "svevestøv" (Australia, Schaffelke 1999). Hvorvidt svevestøv kan forårsake vesentlige negative økologiske effekter er uklart.

5.1.1 Effekter på bentiske økosystem

Utslipp av partikulært materiale fra havbruk vil påvirke bunnforholdene under oppdrettsanlegg ved at utslippene sedimenterer (Husa mfl. 2013; Grefsrud mfl. 2019). Effekten vil variere med strømforholdene eller med andre ord spredningen av utslippene. Strømforholdene varierer ofte mellom fjorder og mer kystnære områder. Fjordlokaliteter kan ha sterk strøm i de øvre vannlagene, men ofte svak strøm i de dypere vannlag. Kystlokaliteter kan derimot ofte ha forholdsvis sterk strøm i hele vannsøylen, noe som kan føre til at fjordlokaliteter er mer utsatt for overbelastning ved sedimentering av partikulære utslipp enn kystlokaliteter. Akkumulering og effekter av organiske utslipp vil også avhenge av bunntypen. Det er størst sannsynlighet for opphoping av organiske utslipp på bløtbunn, men nyere forskning indikerer at det også til en viss grad akkumuleres organiske partikler på blandingsbunn og hardbunn (Grefsrud mfl. 2019). Selv om utslippet av organiske partikler fra fiskeoppdrett kan være høyt, og påvirkningen på bunnen dermed kan bli stor, anses påvirkningen som reversibel fordi utslippene består av lett nedbrytbare forbindelser (Grefsrud mfl. 2019).

Påvirkningen varierer med avstand fra oppdrettsanleggene. I områder med bløtbunn vil en nært merdene generelt ha en artsfattig sone med høy tetthet av få, men opportunistiske arter. I en overgangssone er bunndyrsamfunnet stimulert og har et forhøyet antall arter, mens det lengre ut ikke kan registreres påvirkning selv om utslipp kan spores gjennom kjemiske analyser (Kutti mfl. 2007a, b, 2008; Grefsrud mfl. 2018). Det er f.eks. funnet fettsyrer fra laksefôr i børstemark 1100 meter unna oppdrettsanlegg (Woodcock mfl. 2019).

På bløtbunnslokaliteter med lite strøm, og hvor organisk stoff felles ut rett under eller i umiddelbar nærhet av anlegget, blir området like under anleggene sterkt påvirket, mens omkringliggende

områder blir mindre påvirket (Valdemarsen mfl. 2012). Påvirkningen består i hovedsak av endringer i makrofaunasamfunn i bløtbunnssedimenter og epifauna som lever i hardbunnsmiljø (eg. Brooks & Mahnken 2003; D'armours mfl. 2008). På strømssterke lokaliteter blir derimot materialet spredt utover, og påvirker i mindre grad området rett under anlegget, samtidig som effekter kan spores over ett langt større område enn for strømsvake lokaliteter. I en undersøkelse der sedimentasjonsrater ble målt både ved anlegg og 800 m fra anlegg, og i en fjord og ute ved kysten, viste målingene at bunnen på fjordlokaliteten generelt ble tilført mer organisk materiale enn kystlokaliteten, og at det økte kraftig utover produksjonssyklusen (Husa mfl. 2013). Kystlokaliteten hadde lavere verdier gjennom hele perioden både under anlegg og 800 m fra anleggene.

Hvordan den lokale påvirkningen varierer på hardbunn er forholdsvis lite undersøkt (Grefsrud mfl. 2019), men det er vist at faunaen kan påvirkes sterkt like under anlegg. I en studie som ble gjennomført i 2010 og 2011 på dyp hardbunn ble det funnet at bunnen under oppdrettsanlegg var dekket av organisk materiale med store mengder børstemark opp til 40 meter fra anleggene (Hansen mfl. 2011). Faunaen på referansestasjoner som ble undersøkt samtidig var preget av stor artsdiversitet. På grunn hardbunn (0-25m) ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom oppdrettslokaliteter og referansestasjoner, men det var i dette studiet vanskelig å bruke forekomsten av tare som miljøindikator, da vegetasjonen på mange stasjoner var sterkt påvirket av kråkebollebeiting. Selv om åpenbare forskjeller ikke kunne detekteres mellom anlegg og referansen i dette studiet, så betyr ikke dette nødvendigvis at bunnen er upåvirket. Keeley mfl. (2019) fant for eksempel vesentlige biologiske effekter 600-1000 meter unna anlegg, selv om visuelle forskjeller var fraværende.

Nedbrytningen av organisk stoff forbruker oksygen, og dersom forbruket er større enn tilførselene oppstår det oksygenmangel i sedimentene. Anoksiske nedbrytningsprosesser er langsomme, og det organiske avfallet bygger seg lettere opp, og det vil utvikles giftige gasser som dreper bunn-dyrene. Det kan også dannes gassbobler med giftig gass, som kan transportere partikler og smittestoffer oppover i vannsøylen og potensielt skade fisken i merdene (Brown mfl. 1987; Weston 1990; Hall mfl. 1990; Hansen mfl. 1991; Holmer & Kristensen 1992; Hargrave mfl. 1993; Findley & Watling 1995; Holmer & Kristensen 1996; Karakassis & Hatziyanni 2000; Kutti mfl. 2008; Valdemarsen 2012). Bunnpåvirkningen kan derfor estimeres ved å måle oksygenforbruket, men det er fortsatt uklart hvor grensen for overbelastning ligger for ulike resipienter. Det er først og fremst hastigheten på vannstrømmen som bestemmer spredningen av avfallet, mens bunnstrømmen (via oksygentilførsel) og dybden under anleggene styrer i hvilken grad det vil bygges opp anoksiske deponier. Det er vist at utslipp kan resultere i en sterk reduksjon i bunn-dyrfaunaen under oppdrettsanlegg på grunn anoksiske nedbrytningsprosesser i sedimentet på strømsvake lokaliteter (Husa mfl. 2013). Bunnen kan også påvirkes for anlegg som plasseres på dypt vann og det er påvist vesentlige påvirkninger for et anlegg som lå på 190 meters dyp i den siste delen av produksjonssyklusen (Valdemarsen mfl. 2012). Selv om bunnen kan påvirkes negativt i vesentlig grad under og like ved oppdrettsanlegg er påvirkning generelt lokalt. I et studium der påvirkning på bunnfauna ble undersøkt i et oppdrettsintensivt område (Hardangerfjorden) ble det ikke funnet betydelige negative effekter på regional skala selv om det poengteres at et høyt antall oppdrettsanlegg kan resultere i negativ bunnpåvirkning for et vesentlig areal samlet sett (Husa mfl. 2014).

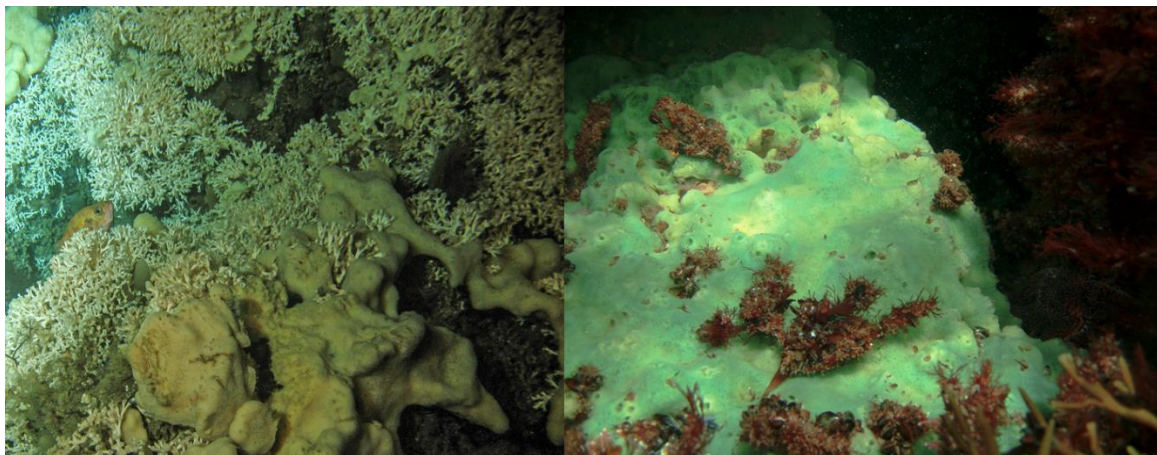
Over flere tiår har forskningen forsøkt å redusere organisk avfall ved å optimalisere diettene. Bruk av høykvalitets lettfordøyelige proteiner og lipider, hovedsakelig fiskemel og fiskeoljer har erstattet råvarer med lavere fordøyelighet (Cho & Bureau, 1997). Grunnet begrenset tilgang til marine førråstoff regnes ikke dette lenger som bærekraftig (Hardy 1996). Det forskes mye på

bruk av alternative fôrkilder, men hittil er det fokusert lite på hvordan dette kan påvirke sammensettingen av organisk avfall fra oppdrett, og implisitt også hvordan miljøet kan påvirkes. Større fokus på lukkede anlegg og vannrensing, spesielt i smoltproduksjon, gjør også at effekter på fekalielkvalitet er en stadig større del av fôrutviklingen. Økt kunnskap om hvordan råvarer påvirker stabiliteten på organisk avfall fra oppdrett, vil åpne for muligheten til i større grad å bestemme fekaliens beskaffenhet. Bruken av nye ingredienser kan påvirke både totale utslipp, og fraksjonen av dette som partikulært og oppløst materiale. En vet for eksempel at utslippene av fosfor og nitrogen fra oppdrett av regnbueørret ble lavere når 75 % av fiskemelet ble erstattet med soyamel (Cruz Castro mfl. 2011). I tillegg inneholder vegetabiliske råstoffer både antinæringsstoffer (Krogdahl mfl. 2005) og stoffer som er lite fordøyelige for laks, slik som fiber. Foreløpig har en lite kunnskap om hvordan dette vil påvirke omsetningen av organisk avfall fra oppdrettsanlegg.

5.1.2 Effekter på bunnlevende arter og naturtyper

Kunnskapen om hvordan organiske utslipp fra sjøbasert oppdrett påvirker enkeltarter og naturtyper med en viktig økologisk funksjon blir stadig bedre. Hvordan utslipp fra oppdrett påvirker ålegressenger er ikke studert i Norge, men i studier fra Middelhavet er det funnet redusert vekst og forekomst av ålegress nær anlegg (inntil 400 m) som knyttes til utslipp av organisk materiale (Diaz-Almela mfl. 2008; Duarte mfl. 2008). Det er videre vist at utslipp fra fiskeoppdrett har negative effekter på såkalte «maerl-beds», dvs. habitat bestående av løstliggende kalkalger, i Spania (Aquado-Giménez & Ruiz-Fernández 2012; Sanz-Lazaro mfl. 2011) og i Skottland (Hall-Spencer 2006). Typisk påvirkning er økt forekomst av børstemark på bekostning av krepsdyr og at kalkalgene blir overgrodd av andre hurtigvoksende alger. Habitat med kalkalger finnes i strømrrike sund og er vanlig i Norge, særlig fra Nordland og nordover.

Utslipp fra oppdrett kan også påvirke dypvannskoraller (figur 3) gjennom reduksjon av korallenes vekstrate nær anleggene og økt erosjon av kalkskjellettet som korallrev hviler på (Kutti mfl. 2015). Koraller er generelt sensitive for organiske utslipp med negative effekter på vekst, overlevelse og reproduksjon (Bongiorni mfl. 2003, Villanueva mfl. 2006; Huang mfl. 2011). Kunnskapen om forekomst og utbredelse av korallrev i Norge er mangelfull og man vet lite om eventuelle påvirkninger fra utslipp fra oppdrettsanlegg. Det er også vist at små fôrpertikler kan forårsake fysiologisk og cellulært stress hos kålrabisvamp (Kutti mfl. 2016).



Figur 3. Dypvannskorallen *Lophelia pertusa* og svampen *Geodia* sp. til venstre. Den mer gruntlevende Brøds-
muldsvampen *Halichondria panicea* til høyre (Foto: Johanna Järnegren).

Selv om utslipp av lusemedikamenter fra oppdrettsanlegg kan påvirke hummer (*Homarus sp.*) og andre krepsdyr negativt (Samuelson mfl. 2014, Cresci mfl. 2018, Frantzen mfl. 2019, Moe mfl. 2019) er ikke lakseoppdrett vist å ha effekter på lokal bestandsstørrelse hos Amerikansk hummer (*Homarus americanus*) (Grant mfl. 2019). Grant mfl. (2019) fant at bestandsstørrelse i større grad var relatert til generelle trender i fiskeriene, noe som kan indikere at den økologiske effekten på hummerbestander ikke er betydelig så fremt ikke utslipp av lusemedikamenter påvirker bestandene. Det er vist at både Amerikansk hummer og krabbearten *Cancer irroratus* kan spise fôrspill, men også at hummer i langt mindre grad skifter diett enn *C. irroratus* (Sardenne mfl. 2019). Hvorvidt en endring i diett hos krepsdyr fra naturlig føde til spillfôr vil kunne ha økologiske konsekvenser på bestandsnivå er fortsatt uklart.

Det er vist at sjøstjerner, kråkeboller og krabber kan påvirkes av organiske utslipp ikke kun i nærområdet til oppdrettsanleggene, men også så langt unna som 1 km (Woodcock mfl. 2018). Det er også vist at organiske utslipp kan påvirke lokale bestander av hvite kråkeboller (*Gracilechinus acutus*) og tettheten kan være 10 ganger høyere ved oppdrettsanlegg enn andre steder (White mfl. 2017; 2018). Kråkebollene ved oppdrettsanleggene var imidlertid betydelig mindre enn kråkeboller fra upåvirkede områder, og hadde lavere fekunditet og redusert kvalitet på egg og larver på grunn av en unaturlig diett. Til tross for dette antas det at det økte antallet avkom vil kompensere for et lavere reproduktivt potensiale per individ og at organiske utslipp fra oppdrett totalt sett kan føre til økt rekrutering hos kråkeboller (White mfl. 2018). Hvorvidt dette kan tolkes som en positiv økologisk effekt vil være avhengig av de generelle økologiske konsekvensene av større kråkebollepopulasjoner, siden kråkeboller for eksempel kan beite ned tarekoger. Det er også vist at fettsyresammensetningen hos langpiggsjøpiggsvin (*Echinus acutus*) endres på grunn av organiske utslipp fra oppdrettsanlegg (White mfl. 2017) og at reproduksjon kan påvirkes hos kråkebollen *Heliocidaris erythrogramma* (White mfl. 2016).

5.1.3 Vurdering av påvirkning av bunnforhold på nasjonal skala

Bunnforholdene under oppdrettsanlegg overvåkes i henholdt til standardiserte metoder, noe som muliggjør vurdering av påvirkning både på lokal, regional og nasjonal skala. Havforskningsinstituttet vurderte i sin risikorapport for Norsk havbruk for 2019 at det er lav risiko for ytterligere uakseptable miljøpåvirkninger på bunnforhold som følge av partikulært organisk utslipp i alle produksjonsområder (Grefsrud mfl. 2019). Det poengteres at vurderingen forutsetter at myndighetene kvalitetskontrollerer rapportene vedrørende bunnpåvirkning og følger opp bløtbunnslokaliteter som overvåkes med Norsk Standard NS9410:2016. Risikovurderingen skiller også mellom oppdrettslokaliteter som ligger på hardbunn og bløtbunn. Risiko for uakseptable miljøpåvirkning på hardbunn vurderes som moderat mens risikoen for bløtbunn er satt til lav. Årsaken til at risikoen for hardbunn settes til moderat for alle produksjonsområder er at det per i dag ikke eksisterer noen god overvåking av hardbunnslokaliteter. Det poengteres også at selv om risiko for ytterligere påvirkning ikke varierer mellom produksjonsområder så vil påvirkningen mellom individuelle lokaliteter variere på grunn av flere forhold. Risikovurderingen baseres på overvåkningsdata som er samlet inn etter Norsk Standard NS9410:2016 (MOM). Siden 2010 har antall anlegg i tilstandsklassene «meget god» og «god» ligget på minst 90 %, mens om lag 2 % har ligget i de dårligste tilstandsklassene både i anleggssonen og i overgangssonen, og det har heller ikke vært noen vesentlig forskjell mellom fylker (Grefsrud mfl. 2019).

5.2 Utslipp av partikulært materiale og effekter på fisk

Tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg kan påvirke både økosystemene og ulike brukere av kystsonen, inkludert fiskeri- og turistnæringene. De ulike artene som tiltrekkes anlegg kan biologisk sett påvirkes gjennom endret fysiologi eller atferd på individnivå og/eller fordeling og tilstedeværelse i tid og rom. Vi vil her primært oppsummere de økologiske effektene som følge av tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg, men vi oppsummerer også kort effekter på fiskeriene.

5.2.1 Villfisk tiltrekkes lakseanlegg

Organiske utslipp fra lakseanlegg i form av spillfôr eller fekalier, kan påvirke strukturen på villfisksamfunnene i nærheten av oppdrettsanlegg. Organiske utslipp fra havbruk kan representere en ressurs og dermed bety at villfisk oppfatter oppdrettsanlegg som et fordelaktig habitat med god tilgang på føde, samt også skjulesteder, noe som innebærer at villfisk tiltrekkes slike installasjoner (Sanchez mfl. 2011; Uglem mfl. 2014). I Norge er 15 fiskearter og 9 familier påvist i nærheten av oppdrettsanlegg (Dempster mfl. 2009). Mange av disse antas å være tiltrukket av oppdrettsanleggene på grunn av at disse oppfattes som gode habitat. Tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg er dokumentert både i Norge (Bjordal & Skar 1992, Dempster mfl. 2009, 2010, 2011) og i andre land (Dempster mfl. 2002, 2004; Boyra mfl. 2004; Tuya mfl. 2006; Carss 1990; Machias mfl. 2006; Collins 1971; Oakes & Pondella 2009; Johnstone mfl. 2010, Sudirman mfl. 2009, Demetrio mfl. 2012, Akyol & Ertosluk 2010).

Det er vist at til dels store mengder villfisk kan tiltrekkes oppdrettsanlegg. I Norge har Dempster mfl. (2010) anslått et gjennomsnitt på rundt 10 tonn villfisk periodevis samles rundt oppdrettsanlegg på ett gitt tidspunkt i sommerhalvåret. Dempster mfl. (2009, 2010) estimerte kun biomasse nært merdene og anslaget er derfor trolig et underestimat. Dette støttes av observasjoner fra Ryfylke som indikerer at betydelig større mengder sei (>100 tonn) kan samles ved lakseanlegg.



Figur 4. Sei ved oppdrettsanlegg i Øksfjord (Foto: Hiromichi Mitamura)

Tilgangen på spillfôr er trolig den viktigste årsaken til at villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg (Figur 5). Dersom oppdrettsfisken ikke spiser alt fôret vil det synke ned gjennom bunnen eller sidene av merden og bli tilgjengelig for villfisk, som enten kan spise fôret mens det er i vannsøylen (Fernandez Jover mfl. 2007; Dempster mfl. 2011) eller etter at det har nådd bunnen (Sanz-Lazaro mfl. 2011). Det er påvist at fire fiskearter (sei, torsk, rømt oppdrettslaks, rømt regnbueørret) kan spise spillfôr fra lakseanlegg (Carss 1990; Bjordal & Johnstone 1993; Skog mfl. 2003; Olsen & Skilbrei 2010; Dempster mfl. 2011; Sæther mfl. 2012). Det er i tillegg observert at både hyse og makrell kan spise spillfôr (Figur 9, Uglem pers obs.). Det er også vist at tiltrukket fisk kan oppholde seg svært nær oppdrettsanlegg (< 25m), det vil si innen en avstand der tettheten av spillfôr trolig er høyest (Dempster mfl. 2010).

Det er gjort få systematiske forsøk på å måle i hvor stor grad spillfôr utgjør dietten til villfisk i nærheten av oppdrettsanlegg. I Norge er det påvist at laksepellets i gjennomsnitt utgjorde henholdsvis 71 % og 25 % av dietten til sei og torsk fanget i nærheten av oppdrettsanlegg i sommerhalvåret (Dempster mfl. 2011). Nesten 44 % av seien hadde pellets i magesekken, mens den tilsvarende andelen for torsk var 20 %. Sei og torsk fanget på kontroll-lokaliteter hadde ikke laksepellets i magesekken. Sæther mfl. 2012 viste også at torsk av ulik størrelse varierte med hensyn til hvor mange som hadde pellets i mageinnholdet. Andelen av torsk som var mindre (N=34) eller større (N=46) enn 60 cm som hadde spist pellets var henholdsvis 32 % og 11 % (Sæther mfl. 2012).



Figur 5. Sei med spillfôr i magesekken (Foto: Ingebrigt Uglem)

Det er også mulig at villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg av andre årsaker enn organiske utslipp i form av spillfôr. Det er hittil ikke publisert resultater som viser at villfisk spiser fekalier fra oppdrettsfisk, hverken i Norge eller i andre land, noe som kanskje delvis kan skyldes at konsistensen på fekalier gjør at det er vanskelig å bestemme innslaget i dietten til villfisk. Det kan imidlertid ikke utelukkes at enkelte arter kan spise fekalier og at dette også kan bidra til tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg.

En annen mulig årsak til tiltrekning er at større villfisk lokkes til oppdrettsanlegg fordi mindre byttedyr også samles der. Både Dempster mfl. 2011 og Sæther mfl. 2012 dokumenterte at større torsk og sei fanget ved oppdrettsanlegg hadde spist mindre fisk, hovedsakelig småsei, som trolig var tiltrukket anlegg på grunn av tilgang på spillfôr (Figur 6). Serra-Linares mfl. (2013) viste også at større torsk og sei som oppholdt



Figur 6. Merket torskeyngel spist av torsk fanget ved oppdrettsanlegg (Foto Rosa Serra Llinares)

seg ved et torskeanlegg hadde spist rømt torskeyngel og andre fiskearter. Siden det er sannsynlig at større predatorer kan tiltrekkes oppdrettsanlegg på grunn av forekomster av mindre bytte- dyr kan dette medføre at «kunstige oppdrettsanleggsnæringskjeder» oppstår. Det er også spekulert i at oppdrettsanlegg tiltrekker seg villfisk fordi de representerer skjulesteder for fisken. Dette er så vidt vi vet ikke dokumentert, siden studier av tiltrekning til tomme anlegg over en lengre tidsperiode er nødvendig for å kunne skille effekter fra tilgang på spillfôr og mindre bytte- dyr fra eventuelle effekter av tilgang på egnede skjulesteder.

Siden oppdrettsanlegg kan tiltrekke seg store mengder villfisk kan de fungere som kunstige rev (Bortone 2011) og/eller såkalte «fish attracting devices, FADs» dersom de aggregerte organis- mene utnyttes i kommersiell sammenheng (Sanchez mfl. 2011). De kommersielle fiskeartene som aggregeres ved oppdrettsanlegg i Norge er i hovedsak fiskearter som vandrer eller opphol- der seg på andre steder enn i nærheten av oppdrettsanleggene under gytesesongen (e.g. Demp- ster mfl. 2009, 2010, 2011). Aggregering av fisk ved oppdrettsanlegg vil derfor representere en temporær oppkonsentrering av fisk som normalt sett ville oppholdt seg andre steder i fjordsys- temene. Det er vist at både torsk og sei oppholder seg ved lakseanlegg i større grad enn andre steder, at de kan være der i lange perioder og at de vandrer mellom ulike lakseanlegg i samme fjordsystem (Uglem mfl. 2008, 2009; Otterå og Skilbrei 2012).

5.2.2 Effekter på biomasse av villfisk

Utslipp av organisk materiale i form av spillfôr kan føre til økt vekst og biomasse hos fisk som samles ved anleggene. Det er gjort flere beregninger for å estimere om og i hvilken grad dette medfører riktighet. Det er også godt dokumentert at villfisk som tiltrekkes oppdrettsanlegg har større energireserver enn villfisk som er fanget et stykke unna oppdrettsanlegg (oppsummert i Uglem mfl. 2014, Figur 7).



Figur 7. Sei som har spist spillfôr er ofte i god kondisjon (Foto: Ingebrigt Uglem)

Sæther mfl. (2016) estimerte potensiell biomasseøkning for sei på grunn av utnyttelse av spillfôr i en scenariobasert tilnærming, med utgangspunkt i et gjennomsnittlig lakseanlegg i Midt-Norge, med utsett av 1 million smolt på 100 gram enten vår eller høst, og en total produksjonsperiode på 14 måneder og en slaktevekt på 5,5 kg. Svinn i produksjonen ble satt til 10 % og fordelt flatt gjennom produksjonsperioden, mens fôrforbruk og vekst ble predikert ved hjelp av EWOS sitt prognoseverktøy, som er basert på EGI modellen. Fôrtapet ble antatt å være 5 %, noe som trolig

er et underestimert. Individuelt inntak av spillfôr ble estimert på bakgrunn av data for sei fanget ved anlegg (Sæther mfl. 2016). På bakgrunn av antatt inntak av spillfôr av sei som oppholder seg ved anlegg ble total mengde av tapt fôr spist av sei beregnet til å være 166 (55 %) og 155 (49 %) tonn for vår- og høstutsett, noe som kan tilsvare en maksimal potensial biomassegevinst hos sei på henholdsvis 232 og 244 tonn for vår- og høstutsett. Denne typen scenarioanalyser er imidlertid beheftet med en stor grad av usikkerhet og er mest egnet til å indikere et potensielt omfang. Torrison mfl. (2016) beregnet med utgangspunkt i fôrforbruk i Norge i 2015 og med et antatt fôrspill på 6-7 %, samt at halvparten av spillfôret ble spist av villfisk, at biomasseøkningen av villfisk på nasjonal skala kunne være rundt 50 000 tonn. I tillegg til økt biomasse vil villfisk ved å spise spillfôr bidra til å redusere bentisk påvirkning under anleggene siden en vesentlig del av spillfôret bindes i villfiskbiomasse istedenfor å sedimenteres under anleggene.

5.2.3 Effekter på fysiologi og reproduksjon

Fysiologi

Spillfôr er ikke en naturlig diett for vill marin fisk, og laksefôr er utviklet for optimal vekst og helse hos laksefisk. Inntak av spillfôr vil derfor kunne påvirke fysiologi og reproduktivt potensiale hos villfisk. Forskjellene mellom villfisk som har hatt en diett bestående av spillfôr eller naturlig føde reflekteres i biokjemisk sammensetning av muskelvev og lever. Det er blant annet vist at sporstoff- og fettsyreprofilene i både lever og muskel var forskjellige mellom sei fanget ved lakseanlegg og et stykke unna anlegg (Arechavala mfl. 2015). Det er også påvist tilsvarende forskjeller i metabolitter, med blant annet høyere konsentrasjoner av laktat, alanin, glutamin, glutamat, lysin og carnitin i lever fra sei fanget ved lakseanlegg sammenlignet med sei fanget et stykke unna anlegg (Maruhenda Egea mfl. 2015). Disse funnene er i overensstemmelse med en rekke andre studier både i Norge og andre land (Skog mfl. 2003; Fernandez-Jover mfl. 2007, 2011; Arechavala mfl. 2011; Izquierdo-Gomez mfl. 2015). Generelt er villfisk (torsk og sei) som er fanget ved lakseanlegg fetere og har et større innslag av terrestriske fettsyrer enn fisk fanget på kontroll-lokaliteter, mens variasjonen i sporstoffer viser at dietten til fisk fra kontroll-lokaliteter reflekterer et «høyere trofisk nivå» sammenlignet med fisk fanget ved anlegg.

Kjønnsmodning

Fra forsøk med fisk i oppdrett ser en nesten alltid at fisken blir kjønnsmoden ved en lavere alder og ved en mindre størrelse enn i naturen, trolig på grunn av bedre energitilgang og økt vekt (Thorpe 1986). Dette er vist både for torsk og hyse hvor all fisken kjønnsmodner to år gamle i oppdrett (eg. Davie mfl. 2007), noe som er minst ett år tidligere enn i naturen. Hos laks er lipid-reservene viktige for kjønnsmodningstidspunktet (Rowe mfl. 1991) og tidlig modning kan forhindres ved å sulte fisk i gitte tidsperioder (Thorpe 1986, 1994; Rowe & Thorpe 1990; Thorpe mfl. 1990). Dette indikerer at enten energitilgang eller energistatus (spesielt fettreserver) i gitte tidsvinduer er viktig, hvor modningsprosessen bare fortsetter hos fisk med bedre status enn den genetisk betingede grensen (Thorpe 1986, 1994). Forsøk med sei fôret på laksefôr indikerer også at noen av hannene fremskynder modningen i forhold til hva som kan forventes i naturen (Sæther mfl. 2016). Tilgang på spillfôr fra oppdrettsanlegg i en del av året hvor det normalt er lite byttedyr tilgjengelig (vinteren) kan dermed påvirke vekst, energideponering og alder ved kjønnsmodning hos villfisk. Det er imidlertid, så vidt vi er kjent med, ikke vist at fisk som tiltrekkes lakseanlegg og som har en diett bestående av spillfôr vil kjønnsmodne tidligere enn vanlig.

Fekunditet

Kjønnsmodning, antall og kvalitet på egg, samt levedyktighet for avkom hos fisk er relatert til diett (Rowe & Thorpe, 1990; Rowe mfl. 1991; Taranger mfl. 2010). En unaturlig diett bestående av laksefôr kan dermed føre til redusert viabilitet hos egg og yngel for fisk som tiltrekkes oppdrettsanlegg, mens økt tilgang på næring kan føre til at fisken vil kunne gyte flere egg (i.e. økt fekunditet).

Torskefisk som har spist laksefôr, enten ved at de gitt laksefôr i karforsøk eller at de har spist spillfôr ved lakseanlegg har større energireserver (relativ leverstørrelse og kondisjonsfaktor) enn fisk fanget på lokaliteter et stykke unna anlegg (Bjordal & Skar, 1992; Otterå mfl. 2009; Dempster mfl. 2011; Uglem mfl. 2020). Fekunditet er styrt av fiskens størrelse (Woodhead, 1960) og energilager (Marshall et al. 1999; Marteinsdottir & Begg, 2002). Begge deler er påvirket av ernæring (Kjesbu mfl. 1991, 1998; Karlsen mfl. 1995; Bøgevik mfl. 2011). I tillegg ser det ut til at fisk i god kondisjon har færre egg som dør før gyting (atresi), og derfor faktisk gyter flere egg (Thorsen mfl. 2006). Hvorvidt villfisk som tiltrekkes lakseanlegg og derfor har en diett bestående av spillfôr faktisk har høyere fekunditet enn villfisk som har en naturlig diett er ikke godt undersøkt. Det er imidlertid vist at det kun var små forskjeller i fekunditet mellom torsk fanget nært og langt borte fra oppdrettsanlegg (Sæther mfl. 2016, Barret mfl. 2018).

Kvalitet på egg og larver

Laksefôr har helt andre egenskaper enn villfiskens naturlige diett fordi tørrstoffinnholdet og energitettheten er betydelig høyere, og fordi det generelt er rikt på hovednæringsstoffer. Siden fôret normalt er laget for å fremme optimal vekst for laksefisk for gitte fiskestørrelser, trenger behovet hverken å samsvare med en optimal diett for vekst for andre arter, eller være tilpasset en fisk som utvikler gonader.

Foreldrefiskens ernæring påvirker avkommets kvalitet (Woodhead 1960; Luquet & Watanabe, 1986). Noen næringsstoffer, som essensielle fettsyrer og antioksidanter har vist seg spesielt viktige for reproduksjon hos torsk (Izquerido mfl. 2010; Pickova mfl. 1997; Salze mfl. 2005). Siden fiskefôret er innblandet til dels betydelig mengder alternative råstoffer, kan beiting på spillfôr medføre endringer i fiskens sammensetting som potensielt kan overføres til avkommet. Størparten av næringsstoffene flyttes fra mordyrets energilagere til eggemnene ganske sent i utviklingen (vitellogenese). Denne foregår hos torsk fra omtrent medio september og fortsetter under gytingen da disse artene er porsjonsgytere. Hos torsk legges opptil 1/3 av næringsstoffene inn i sluttmodningen (Thorsen mfl. 2006). Siden mange arter mister appetitten i forkant av gytingen (Woodhead 1960; Skjæraasen mfl. 2004), må energiforbruket under oppbyggingen av gonadene hentes fra lagre. Torskefisk lagrer overskuddsenergi i leveren, og under gonadebygging mobiliseres reserver i denne, mens store deler av proteinbehovet hentes fra muskel (Black & Love 1986; Kjesbu mfl. 1991). Effekten kan imidlertid variere mellom ulike arter, og arter med kort vitellogenese trenger bare noen uker for å endre eggsammensettingen (Fernades-Palacios mfl. 1995), mens effekten for andre arter, slik som torsk og hyse, inntreffer etter måneder.

Siden eggene er så viktige, vil trolig sammensettingen av disse i stor grad være genetisk bestemt, muligens med populasjonsforskjeller (Pickova mfl. 1997). Fettsyresammensettingen i egg er vist å være svært lik sammensettingen i vitellogenin, som er antatt å være svært konservert og bare påvirket av ekstreme dietter (Silversand mfl. 1995). Dette kan indikere at sammensettingen av egg ofte vil beskyttes mot endringer i diett, men ved langvarig ubalanse i ernæringen

til foreldrene vil også eggene påvirkes. Selv om det er godt dokumentert at den biokjemiske sammensetning av muskel og lever varierer mellom villfisk som har hatt en diett bestående av spillfôr eller en naturlig diett (Skog mfl. 2003; Fernandez-Jover mfl. 2007, 2011; Arechavala mfl. 2011, 2015; Izquierdo-Gomez mfl. 2015 Maruhenda Egea mfl. 2015), så trenger det ikke nødvendigvis å være lignende forskjeller i gonader. Barret mfl. (2018) undersøkte dette for torsk fanget i et område med lite lakseoppdrett og i et annet med mye oppdrett. Det var en markant forskjell i konsentrasjonen av fettsyrer som typisk finnes i laksefôr, men ikke i ville næringsdyr, i gonadene mellom de to gruppen. Det var imidlertid ingen forskjell i totalt lipidinnhold eller innhold av essensielle fettsyrer. Det ble heller ikke funnet forskjeller mellom gruppene i fekunditet, men egg fra området med mye oppdrett var mindre enn egg fra området med lite oppdrett. Det ble likevel ikke funnet forskjeller i klekkesuksess, men torskelarver fra områder med mye oppdrett var noe mindre enn larver fra et område med lite oppdrett (Barret mfl. 2018). Dette studiet indikerer at en diett bestående av spillfôr kan påvirke reproduksjon hos vill torsk i negativ retning, men det er ikke kjent om dette kan føre til vesentlige forskjeller i bestandsstørrelse eller sammensetning, eller om andre arter påvirkes på samme måte som torsk. Også andre deler av en diett vil kunne påvirke gytingen, slik som karbohydrater, vitaminer, mineraler, men disse er tilsatt fôret i overskudd av behov. Det er ellers vist at astaxanthin, pigmentet som gjør laksen rød i kjøttet og som tilsettes laksefôr, har en positiv effekt på eggkvalitet for torsk (Salze mfl. 2005; Sawanboonchun m fl. 2008).

5.2.4 Effekter på fiskeri

Fisken som tiltrekkes anleggene er delvis utilgjengelig for fiskere fordi nøter, tauverk og forankringer legger sterke begrensinger på bruk av aktive redskaper og fordi det ikke er lov å fiske innenfor en sikkerhetssone på 100 meter inntil anleggene. For å kunne utnytte fisk som aggregeres ved anlegg må det derfor brukes metoder og redskaper som kan benyttes innenfor forbudssonen, for eksempel storstein (Sæther mfl. 2012).

Konsentrasjon av villfisk ved lakseanlegg kan medføre at fisken ikke oppholder seg på tradisjonelle fiskeplasser, noe som kan føre til reduserte fangster i konvensjonelle fiskerier dersom fisken flytter seg fra feltene der den er tilgjengelig for fiskerne og oppholder seg i fiskeforbudssonen rundt oppdrettslokaliteter. Det er oss bekjent ikke gjennomført systematiske undersøkelser for å dokumentere om og i hvilken grad tiltrekning av villfisk reduserer reell ressurstilgang for lokale fiskerier. På den andre siden kan åpning for fiske nærmere enn 100 meter fra anlegg føre til at blir lettere å fange fisken enn det som er tilfelle under normalt fiske siden fisken samles på et lite og definert areal (Sanchez mfl. 2011).

Aggregering av villfisk ved oppdrettsanlegg kan påvirke villfiskens konsumkvalitet og/eller matvaresikkerheten. Endringer i konsumkvalitet innebærer at egenskaper som smak, tekstur, utseende og lukt endres, mens negative endringer i matvaresikkerhet kan bety at fisken vil være helseskadelig å spise, for eksempel på grunn av for høyt innhold av giftstoffer. Redusert konsumkvalitet hos sei og torsk som har spist laksepelletts og som har blitt fisket i nærheten av oppdrettsanlegg har blitt viet betydelig oppmerksomhet i media. Fiskere langs hele kysten opplever at såkalt pelletssei er bløt i kjøttet og ofte ikke mulig å omsette (Sæther mfl. 2016). Det er utført flere vitenskapelige studier der kvalitet på fisk fanget ved oppdrettsanlegg er sammenlignet med fisk fanget andre steder. Skog mfl. (2003) sammenlignet kvalitet på småsei (30-37 cm lengde) fanget i en fjord med og en fjord uten oppdrett i Nordland og konkluderte med at småsei fanget i en fjord uten oppdrett smakte bedre enn sei fanget i en oppdrettsfjord.

Bjørn mfl. (2007, 2009) undersøkte kvalitet hos sei og torsk fanget i oppdrettsintensive områder og i kontrollområder og fant at kvaliteten på både torsk og sei var forholdsvis god og at det ikke var vesentlige kvalitetsforskjeller hverken for torsk eller sei fanget ved lakseanlegg og i kontrollområder. Det kan imidlertid ikke utelukkes at kvalitetsforskjellene som ble funnet i dette studiet skyldtes at de ulike gruppene var fanget med forskjellig redskap.

Sæther mfl. (2012) undersøkte sei og torsk fanget ved oppdrettsanlegg sammenlignet med kontrollfisk fanget i områder presumptivt upåvirket av oppdrett. Det var generelt ingen vesentlige forskjeller i filetindeks mellom de ulike prøveuttakene eller mellom garnfanget kontrollfisk og levendefanget fisk fra oppdrettsanlegg som indikerte at fisk fanget nært anlegg avvek betydelig fra kontrollfisken. Det ble i sensoriske smakspaneltester ikke funnet store forskjeller mellom fisk fanget nært eller langt fra oppdrettsanlegg, men det var marginale forskjeller som tydet på at fisk fanget nært lakseanlegg var av bedre kvalitet enn fisk fanget langt unna anlegg. Otterå mfl. (2009) undersøkte om inntak av kommersielt fiskefôr påvirket konsumkvaliteten på sei ved å føre fisk holdt i kar med enten lakse- og/eller torskefôr i 8 måneder for deretter å sammenligne kvalitet hos oppforet fisk med villfanget fisk. Det ble ikke funnet vesentlige forskjeller for noen av de målte parameterne som tydet på at sei føret med fiskefôr var av betydelig dårligere kvalitet enn villfanget sei. Det ble konkludert med at sei føret på kommersielt fiskefôr generelt var av god kvalitet.



Figur 8. Sei som har spist mye spillfôr kan ofte være løse i kjøttet (Foto: Ingebrigt Uglem)

Uglem mfl. (2017, 2020) undersøkte også smak og kvalitet hos sei fanget ved oppdrettsanlegg. Det ble i enkle smakstester (to ulike retter i forbrukertester) ikke påvist at sei fanget nært oppdrettsanlegg smakte vesentlig dårligere enn sei fanget et stykke unna anlegg, men tvert i mot at ovnsbakt sei fanget ved oppdrettsanlegg smakte noe bedre enn upåvirket sei. Det ble også påvist mindre forskjeller i filet kvalitet for sei fanget ved oppdrettsanlegg og upåvirket sei, men forskjellene var i gjennomsnitt ikke store nok til at de kunne forklare de markante forskjellene som fiskere opplever. Andelen sei med vesentlig redusert filet kvalitet var imidlertid høyere for sei fanget nært oppdrettsanlegg enn kontrollsei. Dersom andelen av sei med redusert kvalitet blir høy nok kan den totale fangsten bli nedgradert på bakgrunn av dårlig kvalitet. Kvalitetsopplevelse kan også være relatert til andre faktorer enn reell kvalitet. Fisk med mye pellets i magesekken lukter og ser uappetittlig ut når den sløyes (Figur 9) og sei som har spist mye laksefôr over lang tid kan ha en unaturlig kroppsfasong, noe som kan bidra til å danne et inntrykk av at kvaliteten er redusert for såkalt «pellets-sei».



Figur 9. Hyse med pellets i magesekken (Foto: Ingebrigt Uglem)

6 Organiske utslipp og effekter av fremmedstoffer

Oppdrettsanlegg kan tilføre miljøet fremmedstoffer ved at organismer tar opp næringsstoffer fra spillfôr og fekalier fra laksen. Dette kan føre til økologiske effekter eller redusert matvaretrygghet. Det er så vidt vi er kjent med ikke dokumentert at miljøgifter tilført gjennom organiske utslipp fra lakseanlegg resulterer mengder som er skadelig for mennesker ved konsum av fisk eller andre organismer som fanges i nærheten av anleggene, selv om mengdene av ulike stoffer varierer mellom organismer fanget ved oppdrettsanlegg og andre steder (deBruyn mfl. 2006; Bustnes mfl. 2010;2011; 2012). I sammenligninger med sei og torsk assosiert med oppdrettsanlegg og fisk fanget på nærliggende kontroll-lokaliteter ble det ikke funnet vesentlig forskjeller for de analyserte organiske miljøgiftene for sei (deBruyn mfl. 2006; Bustnes mfl. 2010;2011; 2012). Det ble imidlertid funnet forskjeller for enkelte stoffer, slik som høyere verdier av DDT i torsk fanget ved oppdrettsanlegg (Bustnes mfl. 2010). Det er blant annet også funnet mer kvikksølv i sei fanget ved lakseanlegg enn i sei fanget et stykke unna anlegg, noe som trolig skyldes en diett bestående av byttedyr høyere i næringskjeden (Sæther mfl. 2016). Det er lite som tyder på at mengdene av de ulike fremmedstoffene er høyere enn grenseverdier for det som kan antas å være helseskadelig ved normalt inntak av fisk, og forskjellene reflekterer trolig i første rekke kun at ulike grupper har forskjellig diett. Det gjennomføres også en standardisert og omfattende kontroll av fremmedstoffer i laksefôr i Norge og nivåene av ulike stoffer har generelt alltid vært under fastsatte grenseverdier (Grefsrud mfl. 2018).

Det er vist at sei kan akkumulere antibiotika som gis via fôret (Samuelsen mfl. 1992), men siden det per i dag brukes svært lite antibiotika i norsk lakseoppdrett representerer dette derfor trolig ingen vesentlig miljøpåvirkning. Det er videre også påvist lusemiddel som tilsettes fôr (teflu- og diflubenzuron) i vann, skjell, krepsdyr og sei i nærheten av lakseanlegg (Langford mfl. 2011, Samuelsen mfl. 2015). Disse stoffene er svært toksiske for krepsdyr (Cresci mfl. 2018; Olsvik mfl. 2018). Verdiene som ble påvist i vann, skjell, krepsdyr og fisk antas å være høye nok til at de kan være skadelige for organismer som gjennomgår skallskifte i løpet av livssyklusen, men trolig ikke for mennesker (Langford mfl. 2011; Samuelsen mfl. 2015). Det er også dokumentert en betydelig effekt på hummeryngel (dødelighet og senskader) som ble fôret med en dose legemiddel tilsvarende en diett på medisinholdige (teflubenzuron) pellets og fekalier i en uke (Samuelsen mfl. 2014). Det er videre vist at flere invertebrater tar opp næringsstoffer fra laksespellets i nærheten av oppdrettsanlegg, enten via fôr, fekalier eller andre organismer (e.g. Åserud Olsen mfl. 2012; White mfl. 2018; Woodcock mfl. 2018; Sardenne mfl. 2019), noe indikerer at fôrtilsette lusemidler som inneholder kitinhemmere potensielt kan påvirke lokale krepsdyrbestander.

7 Oppsummering

Organiske utslipp påvirker miljøet rundt oppdrettsanlegg på flere måter. Utslipp av begroingsorganismer fra oppdrettsanlegg kan teoretisk sett påvirke fisk som oppholder seg i nærheten av anleggene når notspyling foregår, og på lengre sikt bunnforholdene under anleggene ved at organismene sedimenterer. Det imidlertid vanskelig å kvantifisere effekten av denne påvirkningen og mangelfull kunnskap muliggjør ikke en grundig evaluering av potensielle effekter.

Utslipp løst organisk og uorganisk materiale fra havbruk er antatt å være den største menneskeskapte utslippskilden for løste næringsalter i Norge, men utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Utslipp av løst organisk materiale representerer en mindre andel av utslippene, har en lang omsetningstid i næringsnettet og anses ikke som særlig viktige for miljøforholdene rundt oppdrettsanlegget. Utslippet av løst uorganisk materiale er mye større, men vil med dagens produksjonsvolum ikke medføre økt risiko for redusert miljøtilstand på regional skala, selv om lokale effekter trolig kan forekomme. Kunnskapen om sammenhengen mellom utslipp av næringsalter og påvirkning på arter og økosystem er mangelfull og det er usikkert om og i hvilken grad negativ påvirkning forekommer per i dag eller vil oppstå ved økt framtidig produksjon.

Partikulære organiske utslipp kan påvirke en lang rekke arter, både pelagiske og bentiske, samt ulike naturtyper. Påvirkningen skjer i hovedsak ved at de ulike artene inntar spillfôr eller at spillfôr og fekalier, samt eventuelt også påvekstorganismer, sedimenteres på bunnen under oppdrettsanleggene. Påvirkning på bunnlevende organismer er vurdert i Havforskningsinstituttet sin risikorapport for Norsk havbruk for 2019. Konklusjonen er det er lav risiko for ytterligere uakseptable miljøpåvirkninger på bunnforhold som følge av partikulært organisk utslipp i alle produksjonsområder (Grefsrud mfl. 2019). Risiko for uakseptable miljøpåvirkning på hardbunn vurderes som moderat, mens risikoen for bløtbunn er satt til lav. Selv om risikoen totalt sett vurderes som lav, kan imidlertid påvirkningen for enkelte individuelle lokaliteter være vesentlig (Grefsrud mfl. 2019).

Det er vist at fisk og andre organismer som inntar spillfôr kan påvirkes negativt fordi spillfôr ikke er en naturlig diett for slike organismer eller fordi spillfôret inneholder medisiner som er skadelige for enkelte organismer. Det er ennå ikke dokumentert at slik påvirkning vil ha vesentlige negative miljøeffekter på bestandsnivå eller over større geografiske områder. Det er imidlertid utfordrende å undersøke denne typen problemstillinger siden undersøkelsene er ressurskrevende og man er avhengig av lange tidsserier for å kunne skille eventuelle effekter av organiske utslipp fra andre påvirkningsfaktorer. Dette betyr at selv om effekter på bestandsnivå ikke er dokumentert så vil dette ikke implisitt være det samme som om at det ikke er effekter.

Organiske utslipp, i form av spillfôr, kan påvirke lokale fiskerier ved at fisk oppholder seg ved lakseanlegg og ikke på tradisjonelle fiskeplasser, samt at fisk som har spist spillfôr kan være av dårligere kvalitet enn fisk som har hatt en naturlig diett. Mulig kvalitetsforringelse hos villfisk på grunn av spillfôr i dietten er undersøkt i flere studier. Det er ikke funnet vesentlige gjennomsnittlige forskjeller i smak eller kvalitet mellom fisk som har spist spillfôr og fisk som har hatt en naturlig diett, men en høyere andel av sei som har spist spillfôr har redusert kvalitet. I tillegg til at fisk som har spist mye spillfôr av ulike årsaker kan fremstå som mindre appetittlig ved fangst enn fisk som har hatt en naturlig diett kan dette bidra til å forklare erfaringer fra kystfiskeriene.

Miljøeffekter fra utslipp av organisk materiale fra landbasert settefiskanlegg er lite undersøkt, og denne kunnskapsoppsummeringen referer derfor primært til effekter fra sjøbasert oppdrett. Det

er naturlig å anta at organiske utslipp fra settefiskanlegg vil føre til lokale påvirkninger i nærområdet rundt vannutslippspunktet fra settefiskanlegg, men det finnes oss bekjent ikke kvantitativ kunnskap vedrørende påvirkning. Mengden fôr som brukes i settefiskanlegg er imidlertid betydelig lavere enn for sjøbasert oppdrett, noe som kan bety at effektene er mer beskjedne enn for sjøbasert oppdrett.

Selv om utslipp av organisk materiale fra oppdrettsanlegg fører til miljøpåvirkninger tas dette kun delvis hensyn til i dagens forvaltningssystem. Bøtisk påvirkning på bløtbunn reguleres gjennom MOM-systemet, men ut over dette tas denne typen miljøpåvirkninger lite hensyn til i forbindelse med regulering av akvakulturproduksjonen. I handlingsregelsystemet, som har som hensikt å regulere framtidig vekst i havbruksnæringen, tas det for eksempel kun hensyn til lakselus og ikke andre miljøpåvirkninger som kan tenkes å påvirke miljømessig bærekraft for næringen. Det er heller ingen regulering i lokale fiskerier ved utslipp av medisineret fiskefôr. Det er derfor behov for et mer helhetlig system for vurdering av miljømessig bærekraft som vil gi et mer fullstendig bilde av effekten slike påvirkninger kan medføre på kystøkosystemene.

Vi har i denne kunnskapsoppsummeringen fokusert på effekter av organiske utslipp fra lakseoppdrett, og vi har ikke definert utslipp i form av lakselus som er produsert i lakseanlegg eller rømt oppdrettsfisk som organiske utslipp. Det er generell enighet om at både lakselus og rømt fisk vil kunne ha vesentlige negative effekter på ville laksefiskbestander.

Effekten av utslipp vil trolig også variere mellom ulike lokaliteter (resipienter) og årstider, samt trolig også for en rekke andre miljøfaktorer. Med unntak av effekter på bunnforhold er kunnskapen om effekten av ulike påvirkningsfaktorer for ulike resipienter sparsom, og det vil være vanskelig å forutsi eller estimere slik variasjon i påvirkning.

Organiske utslipp fra lakseoppdrett påvirker mange arter og ulike naturtyper på en rekke måter i likhet med alle andre naturbaserte næringer. For mange av artene eller naturtypene som påvirkes vil den totale effekten være liten og det er på bakgrunn av det som finnes av kunnskap liten grunn til å tro at effektene vil være så store at mange arter påvirkes på bestandsnivå eller at truede eller sårbare naturtyper påvirkes i så stort omfang at det er en risiko for at naturtypen går tapt i Norge. Ut fra det vi vet om ulike påvirkninger vil effekten av organiske utslipp i første rekke være lokal, men det er samtidig viktig å poengtere at mangel på kunnskap generelt ikke betyr at det ikke er negative påvirkninger.

8 Referanser

- Albert V, Ransangan J (2013) Effect of water temperature on susceptibility of culture marine fish species to vibriosis. *International Journal of Research in Pure and Applied Microbiology* 3: 48-52
- Akyol O, Ertosluk O (2010) Fishing near sea-cage farms along the coast of the Turkish Aegean Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 11–15
- Anon (2011) Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden. Rapport, Fiskeri- og kystdepartementet, 83 s.
- Aquado-Giménez F, Ruiz-Fernández JM (2012) Influence of an experimental fish farm on the spatiotemporal dynamic of a Mediterranean maerl algae community. *Marine Environmental Research* 74: 47-55
- Arechavala-Lopez P, Sæther BS, Marhuenda-Egea, F, Sanchez-Jerez P, Uglem I (2015) Assessing the influence of Salmon farming through total lipids, fatty acids, and trace elements in the liver and muscle of wild saithe *Pollachius virens*. *Marine and Coastal Fisheries* 7: 59-67
- Arechavala-Lopez P, Sanchez-Jerez, P, Bayle-Sempere, JT, Fernandez-Jover D, Martinez-Rubio L, Lopez Jimenez JA, Martinez-Lopez FJ (2011) Direct interaction between wild fish aggregations at fish farms and fisheries activity at fishing grounds: a case study with *Boops boops*. *Aquaculture Research* 42: 1–15
- Ballester-Moltó M, Sanchez-Jerez P, Cerezo-Valverde J, Aguado-Giménez F (2017) Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? *Marine Pollution Bulletin* 119: 23-30
- Bannister RJ, Johnsen IA, Hansen PK, Kutti T, Asplin L (2016) Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science* 73: 2408–2419
- Bannister J, Sievers M, Bush F, Bloecher N (2019) Biofouling in marine aquaculture: a review of recent research and developments. *Biofouling*, 35: 631-648
- Barrett LT, Swearer SE, Harboe T, Karlsen Ø, Meier S, Dempster T (2018) Limited evidence for differential reproductive fitness of wild Atlantic cod in areas of high and low salmon farming density. *Aquaculture Environment Interactions*. 10. 10.3354/aei00275
- Baxter EJ, Sturt MM, Ruane NM, Doyle TK, McAllen R, Rodger HD (2012) Biofouling of the hydroid *Ectopleura larynx* on aquaculture nets in Ireland: implications for finfish health. *Fish Veterinary Journal* 13: 17-29
- Bjordal Å, Johnstone ADF (1993) Local movements of saithe (*Pollachius virens* L.) in the vicinity of fish cages. *ICES marine Science Symposia* 196: 143-146
- Bjordal Å, Skar AB (1992) Tagging of Saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian Fish Farm: Pre-liminary Results on Migration. *ICES Council Meeting Papers*, 1992/G:35
- Bjørn PA, Uglem I, Kerwath S, Sæther BS, 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
- Bjørn PA, Uglem I, Sæther BS, Dale T, Økland F, Nilsen R, Aas K, Tobiassen T (2007) Videreføring av prosjektet "Behavioural responses in wild coastal cod exposed to salmon farms: possible effects of salmon holding water - a field and experimental study". *Fiskeforskning rapport*, 6/2007, 38 s.

- Black D, Love RM (1986) The sequential mobilization and restoration of energy reserves in tissues of Atlantic cod during starvation and refeeding. *Journal of Comparative Physiology*, B 156: 469-479
- Bloecher N, Floerl O (2020) Efficacy testing of novel antifouling coatings for pen nets in aquaculture: How good are alternatives to traditional copper coatings? *Aquaculture* 519: 734936
- Bloecher N, Floerl O, Sunde LM (2015) Amplified recruitment pressure of biofouling organisms in commercial salmon farms: potential causes and implications for farm management. *Biofouling* 31: 163-172
- Bloecher N, Olsen Y, Guenther J (2013) Variability of biofouling communities on fish cage nets: A 1-year field study at a Norwegian salmon farm. *Aquaculture* 416–417: 302-309
- Bloecher N, Powell M, Hytterød S, Gjessing M, Wiik-Nielsen J, Mohammad SN, mfl. (2018) Effects of cnidarian biofouling on salmon gill health and development of amoebic gill disease. *PLoS ONE*, 13, e0199842
- Bogevik AS, Natário S, Karlsen Ø, Thorsen A, Hamre K, Rosenlund G, Norberg B (2012) The effect of dietary lipid content and stress on egg quality in farmed Atlantic cod *Gadus morhua*. *Journal of Fish Biology* 81: 1391-1405
- Bongiorni L, Shafir S, Rinkevich B (2003) Effects of particulate matter released by a fish farm (Eilat, Red Sea) on survival and growth of *Stylophora pistillata* coral nubbins. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1120-1124
- Bortone SA, Pereira Brandini F, Fabi G, Otake S (2011) *Artificial Reefs in Fisheries Management*. CRC Press, New York
- Boyra A, Sanchez-Jerez A, Tuya F, Espino F, Haroun R (2004) Attraction of wild coastal fishes to Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes* 70: 393–401
- Boxaspen K, Husa V (2019) Hvor mye løste næringssalter fra oppdrett tåler kysten? <https://www.hi.no/hi/nyheter/2019/juni/hvor-mye-loste-neringssalter-fra-oppdrett-taler-kysten>
- Brager LM, Cranford PJ, Grant J, Robinson SMC (2015) Spatial distribution of suspended particulate wastes at open-water Atlantic salmon and sablefish aquaculture farms in Canada. *Aquacult Environ Interact* 6: 135-149 <https://doi.org/10.3354/aei00120>
- Brager LM, Cranford PJ, Jansen H, Strand Ø (2016) Temporal variations in suspended particulate waste concentrations at open-water fish farms in Canada and Norway. *Aquacult Environ Inter-act* 8:437-452 <https://doi.org/10.3354/aei00190>
- Braithwaite RA, Carrascosa MCC, McEvoy LA (2007) Biofouling of salmon cage netting and the efficacy of a typical copper-based antifoulant. *Aquaculture* 262: 219-226
- Broch OJ, Daae RL, Ellingsen IH, Nepstad R, Bendiksen EÅ, Reed JL, Senneset G (2017) Spatiotemporal Dispersal and Deposition of Fish Farm Wastes: A Model Study from Central Norway *Front. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00199>
- Brooks KM, Mahnken CVW (2003) Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment II. Organic wastes. *Fisheries Research* 62: 255-293
- Brown JR, Gowen RJ, McLusky DS (1987) The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109: 39-51
- Bustnes JO, Borgå K, Dempster T, Lie E, Nygård T, Uglem I (2012) Latitudinal Distribution of Persistent Organic Pollutants in Pelagic and Demersal Marine Fish on the Norwegian Coast. *Environmental Science and Technology*. 46: 7836–7843

- Bustnes JO, Lie E, Herzke D, Dempster T, Bjørn PA, Nygård T, Uglem I (2010) Salmon Farms as a Source of Organohalogenated Contaminants in Wild Fish. *Environmental Science & Technology* 44: 8736-8743
- Bustnes JO, Nygård T, Dempster T, Ciesielski T, Munro Jenssen B, Bjørn PA, Uglem I. (2011) Do salmon farms increase the concentrations of mercury and other elements in wild fish? *J. Environ. Monit.* 13: 1687-1694
- Carl C, Guenther J, Sunde LM (2011) Larval release and attachment modes of the hydroid *Ectopleura larynx* on aquaculture nets in Norway. *Aquaculture Research* 42: 1056-1060
- Carss DN (1990) Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farms. *Aquaculture* 90: 29-40
- Cho CY, Bureau DP (1997) Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. *Progressive Fish Culturist* 59: 155-160
- Collins RA (1971) Cage culture of catfish in reservoir lakes. *Proceedings, Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners* 24: 489-496
- Cresci A, Samuelsen OB, Durif CMF, Bjelland RM, Skiftesvik AB, Browman HI, Agnalt AL (2018) Exposure to teflubenzuron negatively impacts exploratory behavior, learning and activity of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Ecotoxicol Environ* 30: 216-221 doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.05.021
- Cruz Castro CA, Hernández Hernández LH, Fernández Araiza MA, Ramírez Pérez T, Angeles López O (2011) Effects of diets with soybean meal on the growth, digestibility, Phosphorus and Nitrogen excretion of juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Hidrobiológica* 21: 118-125
- D'Amours O, Archambault P, McKindsey C, Johnson LE (2008) Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Maine Ecology Progress Series* 371: 73-84
- Davie A, Porter MJR, Bromage NR, Migaud H. (2007) The role fo seasonally altering photoperiod in regulating physiology in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Part I. Sexual maturation. *Can. J Fish. Aquat. Sci.* 64: 84-97
- deBruyn AMH, Trudel M, Eyding N, Harding J and others. (2006) Ecosystemic effects of salmon farming increase mercury contamination in wild fish. *Environmental Science and Technology* 40: 3489-3493
- Demetrio JA, Gomes LC, Latini JD, Agostinho AA (2012) Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture* 330-333: 171-178
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Giminez-Casualdero F, Valle C (2002) Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term variability. *Marine Ecology Progress Series* 242: 237-252
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere, J, Kingsford MJ (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, Bjorn PA (2011) Proxy measures of fitness suggest coastal fish farms can act as population sources and not ecological traps for wild gadoid fish. *PlosOne* 6: 1-9
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Uglem I, Bjørn PA (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 PA (2009) Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series* 385: 1–14
- Diaz-Almela E, Marba N, Alvarez E, Santiago R, Holmer M, Grau A, Mirto S, Danovaro R, Petrou A, Argyro M, Karakassis I, Duarte CM (2008) Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1332-1342
- Duarte CM, 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.
- Edwards CD, Pawluk KA, Cross SF (2014) The effectiveness of several commercial anti-fouling treatments at reducing biofouling on finfish aquaculture cages in British Columbia. *Aquaculture Research* 46: 2225-2235
- Fernández-Palacios H, Izquierdo MS, Robaina L, Valencia A, Salhi M, Vergara J (1995) Effect of n – 3 HUFA level in broodstock diets on egg quality of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture* 132: 325-337
- Fernandez-Jover D, Lopez-Jimenez JA, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere J, Gimenez-Casalduero F, Martinez-Lopez FJ, Dempster T (2007) Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated to sea-cage fish farms. *Mar. Environ. Res.* 63: 1-18
- Fernandez-Jover D, Martinez-Rubio L, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Lopez-Martinez FJ, Bjørn PA, 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
- Findlay RH, Watling L, Mayer LM (1995) Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: a case study. *Estuaries* 18: 145-179.
- Fisher J, Appleby J (2017) Intelligence report: NZ-RLO & T. maritimum 2015 response. Ministry of Primary Industries Technical Paper No. 2017/39, ISBN 978-1-77665-591-5. Ministry of Primary Industries, pp. 40.
- Frantzen M, Evenset A, Bytingsvik J, Reinardy H, Tassara L, Geraudie P, Watts EJ, Andrade H, Torske L, Refseth GH (2019) Effects of hydrogen peroxide, azamethiphos and deltamethrin on egg-carrying shrimp (*Pandalus borealis*). *Akvaplan-niva report*: 8926 -1, 33s.
- Grant J, Simone M, Daggett T (2019) Long-term studies of lobster abundance at a salmon aqua-culture site, eastern Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. DOI: 10.1139/cjfas-2017-0547
- Grefsrud ES, Svåsand T, Glover K, Husa V, Hansen PK, Samuelsen O, Sandlund N, Stien LH (red) (2019) Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019 - Miljøeffekter av lakseoppdrett. *Fisken og havet særnr.* 5-2019
- Grefsrud ES, Glover K, Grøsvik BE, Husa, V, Karlsen Ø, Kristiansen T, Kvamme BO, Mortensen S, Samuelsen OB, Stien LH, Svåsand T (red.) 2018. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018. *Fisken og havet, særnr.* 1-2018
- Guenther J, Misimi E, Sunde LM (2010) The development of biofouling, particularly the hydroid *Ectopleura larynx*, on commercial salmon cage nets in Mid-Norway. *Aquaculture*, 300: 120-127

- Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson M-O (1990) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 61-73
- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Katie G, Foggo A (2006) Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326: 1-9
- Hansen PK, Bannister R, Husa V (2011) Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter. Rapport fra Havforskningen NR 21-2011
- Hansen PK, Pittman K, Ervik A (1991) Organic waste from marine fish farms - effects on the sea-bed. In: Makinen, T. (Ed.), *Marine Aquaculture and Environment*. Nord, vol. 22, pp. 105–21.
- Hardy RW (1996) Alternative protein sources for salmon and trout diets. *Animal and Feed science Technology*, 59: 71-80
- Hargrave BT, Duplisea DE, Pheiffer E, Wildish DJ (1993) Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 249-257.
- Hellebø A, Stene A, Aspehaug V (2016) PCR survey for *Paramoeba perurans* in fauna, environmental samples and fish associated with marine farming sites for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Journal of Fish Diseases* 40: 661-670
- Hodson SL, Burke CM, Lewis TE (1995) In situ quantification of fish-cage fouling by underwater photography and image analysis. *Biofouling* 9: 145-151
- Hodson SL, Lewis TE, Burke CM (1997) Biofouling of fish-cage netting: efficacy and problems of in situ cleaning. *Aquaculture*, 152, 77-90
- Holmer M, Christensen E (1992) Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80: 191-201
- Holmer M, Christensen E (1996) Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sedimentary organic matter. *Biogeochemistry* 32: 15-39
- Holmer M. 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 57–70
- Huang YCA, Hsieh HJ, Huang SC, Meng PJ, Chen YS, Keshavmurthy S, Nozawa Y, Chen CA. (2011) Nutrient enrichment caused by marine cage culture and its influence on subtropical coral communities in turbid waters. *Marine Ecology Progress Series* 423, 83-93
- Husa V, Hansen PK, Ervik A, Aure J, Bannister R (2013) Utslipp av partikulære og løste stoffer fra matfiskanlegg. I: Taranger GL, Svåsand T, Kvamme BO, Kristiansen T, Box-aspén KK (red.) Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. *Fisken og Havet, særnr. 3-2013*, s. 104-129
- Husa V, Kutti T, Ervik A, Sjøtun K, Hansen PK, Aure J (2014) Regional impact from finfish farming in an intensive production area (Hardangerfjorden, Norway). *Marine Biology Research*, 10: 241-252, DOI: 10.1080/17451000.2013.810754
- Inglis GJ, Gust N (2003) Potential indirect effects of shellfish culture on the reproductive success of benthic predators. *Journal of Applied Ecology* 40: 1077-1089
- Izquierdo MS, Fernández-Palacios H, Tacon AGJ (2010) Effect of broodstock nutrition on reproductive performance of fish. *Aquaculture* 197:25-42
- Izquierdo-Gomez D, Gonzalez-Silvera D, Arechavala-Lopez P, Lopez-Jimenez JA, Bayle-Sempere JT, Sanchez-Jerez P (2015) Exportation of excess feed from Mediterranean fish farms to local fisheries through different targeted fish species. *ICES Journal of Marine Sciences*. 72: 930-938

- Jansen HM, Broch OJ, Bannister R, Cranford P and others (2018) Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. *Aquaculture Environment Interaction* 10:385-399. <https://doi.org/10.3354/aei00276>
- Johnston TA, Keir M, Power M (2010) Response of Native and Naturalized Fish to Salmonid Cage Culture Farms in Northern Lake Huron, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 660-670
- Karakassis I, Hatziyanni E (2000) Benthic disturbance due to fish farming analysed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series* 203: 247-253
- Karlsen Ø, Holm JC, Kjesbu OS (1995) Effects of periodic starvation on reproductive investment in first-time spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquaculture* 133: 159-170
- Karlsen, K., Robertsen, R., Hersoug, B.H. (2019). Kartlegging av hendelsesforløp og beredskap under giftalgeangrepet våren 2019 - Astafjorden, Ofotfjorden, Vestfjorden og Tysfjorden. (Nofima rapportserie 2019/29)
- Keeley N, Valdemarsen T, Woodcock S, Holmer M, Husa V, Bannister R (2019) Resilience of dynamic coastal benthic ecosystems in response to large-scale finfish farming. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 161-179
- Kjesbu OS, Klungsoyr J, Kryvi H, Witthames PR, Greer-Walker M (1991) Fecundity, atresia, and egg size of captive Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to proximate body composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2333-2343
- Kjesbu OS, Witthames PR, Solemdal P, Greer-Walker M (1998) Temporal variations in the fecundity of Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua*) in response to natural changes in food and temperature. *Journal of Sea Research* 40:303-321
- Krogdahl Å, Penn M, Thorsen J, Refstie S, Bakke AM (2010) Important antinutrients in plant feedstuffs for aquaculture: an update on recent findings regarding responses in salmonids. *Aquaculture Research* 41: 333-344
- Kutti T, Nordbø K, Bannister RJ, Husa V (2015). Oppdrettsanlegg kan true koraller i fjordene. Havforskningsrapporten 2015. Særnummer Fisken og Havet 1-2015. 220 s.
- Kutti T, Krogness C, Husa V. (2016). Effekter av utslipp av oppdrettsfôr på svamp. Rapport fra Havforskningen. Nr. 1-2016. 15 s.
- Kutti T, Ervik A, Hansen PK (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, Ervik A, Høisæter T (2008) Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. III. Linking deposition rates of organic matter and benthic productivity. *Aquaculture* 282: 47-53
- Kutti T, Hansen PK, 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
- Langford KH, Øxnevad S, Schøyen M, Thomas KV (2011) Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture – diflubenzuron and teflubenzuron. NIVA-rapport 6133-2011, 51s.
- Luquet P, Watanabe T (1986) Interaction "nutrition-reproduction" in fish. *Fish Physiology and Biochemistry* 2: 121-129
- Machias A, Giannoulaki M, Somarakis S, Maravelias CD, Neofitou C, Koutsoubas D, Papadopoulou KN, Karakassis I (2006) Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. *Aquaculture*, 261: 809–816

- Marshall CT, Yaragina NA, Lambert Y, Kjesbu OS (1999) Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. *Nature* 402: 288-290
- Marteinsdottir G, Begg GA (2002) Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 235: 235-256
- Marhuenda Egea FC, Toledo-Guedes K, Sanchez-Jerez P, Ibanco-Cañete R, Uglem I, Sæther B-S (2015) A metabolomic approach to detect effects of salmon farming on wild saithe (*Pollachius virens*) populations. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63: 10717-10726
- Mineur F, Cook EJ, Minchin D, Bohn K, MacLeod A, Maggs CA (2012) Changing coasts: marine aliens and artificial structures. In: *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, Volume 50 (ed. by Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, Hughes RN). CRC Press, pp. 189-234
- Moe SJ, Hjermann D, Ravagnan E, Bechmann RK (2019) Effects of an aquaculture pesticide (diflubenzuron) on non-target shrimp populations: Extrapolation from laboratory experiments to the risk of population decline. *Ecological modelling*. 413, 108833. 10.1016/j.ecolmodel.2019.108833
- Norderhaug KM, Gundersen H, Høgåsen T, Johnsen TM, Severinsen G, Vedal J, Sørensen K, Walday M (2016). Eutrophication status for Norwegian waters. National report for the third application of OSPARs Common Procedure. Rapport frå Miljødirektoratet M-589
- Oakes CT, Pondella DJ (2009) The value of a net-cage as a fish aggregating device in southern California. *Journal of the World Aquaculture Society* 40: 1–21
- Olsen RE, Skilbrei OT (2010) Feeding preference of recaptured Atlantic salmon *Salmo salar* following simulated escape from fish pens during autumn. *Aquaculture Environment Interactions*.1: 167-164
- Olsvik PA, Aulin M, Samuelsen OB, Hannisdal R, Agnalt A-L, Lunestad BT (2018) Whole-animal accumulation, oxidative stress, transcriptomic and metabolomic responses in the pink shrimp (*Pandalus montagui*) exposed to teflubenzuron. *Journal of Applied Toxicology* 39: 485-497
- Otterå H, Karlsen Ø, Slinde E, Olsen RE (2009) Quality of wild-captured saithe (*Pollachius virens* L.) fed formulated diets for 8 months. *Aquaculture Research* 40: 1310-1319
- Otterå H, Skilbrei O (2012) Akustisk overvåking av seien sin vandring i Ryfylkebassenget. Rapport fra Havforskningen nr. 14-2012
- Pickova J, Dutta PC, Larsson P-O, Kiessling A (1997) Early embryonic cleavage pattern, hatching success, and egg-lipid fatty acid composition: comparison between two cod (*Gadus morhua*) stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2410-2416
- Pietrak MR, Molloy SD, Bouchard DA, Singer JT, Bricknell I (2012) Potential role of *Mytilus edulis* in modulating the infectious pressure of *Vibrio anguillarum* 02β on an integrated multi-trophic aquaculture farm. *Aquaculture* 326-329: 36-39
- Price C, Black KD, Hargrave BT, Morris Jr JA (2015) Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 151-174
- Reid GK, Liutkus M, Robinson SMC, Chopin TR, Blair T, Lander T, Mullen J, Page F, Moccia RD (2009) A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Research* 40: 257-273

- Rowe DK, Thorpe JE (1990) Suppression of maturation in male Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) by reduction in feeding and growth during spring months. *Aquaculture* 86: 291-313
- Rowe DK, Thorpe JE, Shanks AM (1991) Role of fat stores in the maturation of male Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 405-413
- Salze G, Tocher DR, Roy WJ, Robertson DA (2005) Egg quality determinants in cod (*Gadus morhua* L.): egg performance and lipids in eggs from farmed and wild broodstock. *Aquaculture Research* 36: 1488-1499
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Farestveit E, Grefsrud ES, Hannisdal R, Holmelid B, Tjensvoll T, Agnalt A-L (2014) Mortality and deformities in European lobster (*Homarus gammarus*) juveniles exposed to the antiparasitic drug teflubenzuron. *Aquatic Toxicology* 149: 8-15
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Aaserud Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik AS (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
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Husevåg B, Hølleland T, Ervik A (1992) Residues of oxolinic acid in wild fauna following medication in fish farms. *Diseases of Aquatic Organisms* 12: 111-119
- Sanchez-Jerez P, Fernandez-Jover D, Uglem I, Arechavala P, Dempster P, Bayle Sempere J, Val-le Pérez C, Izquierdo D, Bjørn P-A, Nilsen R. (2011). Coastal fish farms as fish aggregation devices (FADs). In: *Artificial Reefs in Fisheries Management* (Eds: Bortone SA, Pereira Brandini F, Fabi G, Otake S). CRC Press. 368 pp.
- Sanz-Lazaro C, Belando MD, Marin-Guirao L, Navarrete-Mier F, Marin A (2011) Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Marine Environmental Research* 71: 22-30
- Sardenne F, Simard M, Robinson S, Mckindsey C (2019). Consumption of organic wastes from coastal salmon aquaculture by wild decapods. *Science of The Total Environment*. 711. 134863. [10.1016/j.scitotenv.2019.134863](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134863)
- Sawanboonchun J, Roy WJ, Robertson DA, Bell JG (2008) The impact of dietary supplementation with astaxanthin on egg quality in Atlantic cod broodstock (*Gadus morhua*, L.). *Aquaculture* 283: 97-101
- Schaffelke B (1999) Particulate organic matter as an alternative nutrient source in tropical *Sargassum* species (*Fucales*, *Phaeophyceae*). *Journal of Phycology* 35: 1150-1157
- Serra-Llinares RM, Nilsen R, Uglem I, Arechavala-Lopez P, Bjørn PA, Noble C (2013) Post-escape dispersal of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L) from Norwegian fish farms and their potential for recapture. *Aquaculture Environment Interactions* 3: 107-116
- Silversand C, Haux C (1995) Fatty acid composition of vitellogenin from four teleost species. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 164: 593-599
- Simkanin C, Davidson IC, Dower JF, Jamieson G, Therriault TW (2012) Anthropogenic structures and the infiltration of natural benthos by invasive ascidians. *Marine Ecology* 33: 499-511
- Skjæraasen JE, Salvanes AGV, Karlsen Ø, Dahle R, Nilsen T, Norberg B (2004) The effect of photoperiod on sexual maturation, appetite and growth in wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Fish Physiology and Biochemistry* 30: 163-174

- Skog TE, Hylland K, Torstensen BE, Berntssen MHG (2003) Salmon farming affects the fatty acid composition and taste of wild saithe *Pollachius virens* L. *Aquaculture Research* 34: 999-1007
- Sudirman H, Halide H, Jompa J, Zulfikar, Iswahyudin, McKinnon AD (2009) Wild fish associated with tropical sea cage aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture* 286: 233-239
- Svåsand T, Karlsen Ø, Kvamme BO, Stien LH, Taranger GL, Boxaspen K. (2016) Risikovurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. *Fisken og havet, særnummer 2-2016*. 192
- Sæther BS, Løkkeborg S, Humborstad OB, Tobiassen T, Hermansen Ø, Midling KØ (2012) Fangst og mellomlagring av villfisk ved oppdrettsanlegg. NOFIMA rapport 8/2012, 37 s.
- Sæther BS, Uglem I, Karlsen Ø (2013) Interaksjoner mellom havbruk og ville marine organismer – en kunnskapsoppsummering. Vedlegg til prosjektrapport ProcOEx prosjektnr 900772 66 s.
- Sæther BS, Uglem I, Karlsen Ø, Gjelland KØ, Meier S, Midling K, Sanches-Jerez P, Toledo-Guedes K, Arechavala-Lopez P, Marhuenda Egea FC (2016) Evaluering av tiltak for å fremme bærekraftig sameksistens mellom fiskeri og havbruksnæring (ProCoEx). NOFIMA rapport 66/2016 65 s.
- Taranger GL, Carrillo M, Schulz RW, Fontaine P, Zanuy S, Felip A, Weltzien F-A, Dufour S, Karlsen Ø, Norberg B, Andersson E, Hansen T (2010) Control of puberty in farmed fish. *General and Comparative Endocrinology* 165: 483-515
- Thorpe JE (1986) Age at first maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. Freshwater period influences and conflicts with smolting. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 89: Salmonid age at maturity 89: 7-14
- Thorpe JE (1994) Reproductive strategies in Atlantic salmon. *Aquac Fish Manag* 25: 77–87
- Thorpe JE, Talbot C, Miles MS, Keay DS (1990) Control of maturation in cultured atlantic salmon, *Salmo salar*, in pumped seawater tanks, by restricting food intake. *Aquaculture* 86: 315-326
- Thorsen A, Marshall CT, Kjesbu OS (2006) Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod *Gadus morhua*, L. using oocyte diameter as a standardizing factor. *Journal of Fish Biology* 69: 1709-1730
- Torrissen O, Hansen PK, Aure J, Husa V, Andersen S, Strohmeier T, Olsen RE (2016) Næringsutslipp fra havbruk – nasjonale og regionale perspektiv. Rapport fra Havforskningen, 21-2016
- Troell M, Joyce A, Chopin T, Neori A, Buschmann AH, Fang JG (2009) Ecological engineering in aquaculture-potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine off-shore systems. *Aquaculture* 297: 1-9
- Tuya F, Sanchez-Jerez P, Dempster T, Boyra A, Haroun R (2006) Changes in demersal wild fish aggregations beneath a sea-cage fish farm after the cessation of farming. *Journal of Fish Biology* 69: 682–697
- Uglem I, Bjørn PA, Dale T, Kerwath S, Økland F, Nilsen R, Aas K, Fleming I, McKinley RS (2008) Movements and spatiotemporal distribution of escaped farmed and local wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Aquaculture Research* 39: 158-170
- Uglem I, Bjørn PA, Sanchez-Jerez P, Økland F (2009) High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. *Marine Ecology Progress Series* 384: 251-260

- Uglem I, Karlsen Ø, Sanchez-Jerez P, Sæther, B-S (2014) Review: Impact of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 91-103
- Uglem I, Toledo-Guedes K, Sanchez-Jerez P, Ulvan EM, Evensen T, Sæther BS (2020) Does waste feed from salmon farming affect the quality of saithe (*Pollachius virens* L.) attracted to fish farms? *Aquaculture research* 51: 1720-1730 doi: 10.1111/are.14519
- Uglem I, Ulvan EM, Toledo-Guedes K, Hegstad E, Blakstad S, Buserud B, Sæther B-S. (2017) Does a diet including pellets from salmon cage farms affect the taste of wild saithe (*Pollachius virens* Linnaeus, 1758) *Journal of Applied Ichthyology* 33:374.376 doi:10.1111/jai.13261
- Valdemarsen T, Hansen PK, Ervik A, Bannister R (2015) Impact of deep-water fish farms on benthic macrofauna communities under different hydrodynamic conditions. *Marine Pollution Bulletin* 101: 776-783
- Valdemarsen T, Bannister RJ, Hansen PK, Holmer M, Ervik A (2012) Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. *Environmental Pollution* 170: 15-25
- Villanueva RD, Yap HT, Montano MNE (2006) Intensive fish farming in the Philippines is detrimental to the coral reef-building coral *Pocillopora damicornis*. *Marine Ecology Progress Series* 316: 165-174
- Weston DP (1990) Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 233-244
- White C, Bannister R, Dworjanyn S, Husa V, Nichols P, Kutti T, Dempster T (2017). Consumption of aquaculture waste affects the fatty acid metabolism of a benthic invertebrate. *The Science of the total environment.* 586. 10.1016/j.scitotenv.2017.02.109.
- White C, Dworjanyn S, Nichols P, Mos B, Dempster Tim (2016). Future aquafeeds may compromise reproductive fitness in a marine invertebrate. *Marine Environmental Research.* 122. 10.1016/j.marenvres.2016.09.008
- White CA, Bannister RJ, Dworjanyn SA, Husa V, Nichols PD, Dempster T (2018) Aquaculture-derived trophic subsidy boosts populations of an ecosystem engineer. *Aquaculture environment interactions* 10: 279–289 doi.org/10.3354/aei00270
- Woodcock S, Strohmeier T, Strand Ø, Olsen S, Bannister R (2018). Mobile epibenthic fauna consume organic waste from coastal fin-fish aquaculture. *Marine Environmental Research.* 137. 10.1016/j.marenvres.2018.02.017
- Woodhead AD (1960) Nutrition and reproductive capacity in fish. *Proc Nutrition Society, Symposium Proceedings*
- Woods CMC, Floerl O, Jones L (2012) Biosecurity risks associated with in-water and shore-based marine vessel hull cleaning operations. *Marine Pollution Bulletin* 64: 1392-1401
- 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
- Åserud Olsen S, Ervik A, Grahl-Nielsen O (2012) Tracing fish farm waste in the northern shrimp *Pandalus borealis* (Krøyer, 1838) using lipid biomarkers. *Aquaculture environment interactions* 2: 133-144

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger