

Effekter av utslipp fra akvakultur på spesielle marine naturtyper, rødlista habitat og arter

KUNNSKAPSSTATUS

V. Husa, T. Kutti, E. S. Grefsrud, A.-L. Agnalt, Ø. Karlsen, R. Bannister, O. Samuelsen og B.E. Grøsvik



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

Rapportnummer, Miljødirektoratet: M-504/2016.
Oppdragsgiver: Miljødirektoratet.
Kontaktperson hos oppdragstaker: Hilde Skarra.

Fagansvarlige ved Havforskningsinstituttet

Ålegras, tareskog, kalkalger, grunne habitat

Vivian Husa

E-post: vivianh@imr.no

Telefon: 915 38 429

Koraller og svamp

Tina Kutti

E-post: tina.kutti@imr.no

Telefon: 489 42 193

Kamskjell

Ellen Sofie Grefsrud

E-post: ellen.sofie.grefsrud@imr.no

Telefon: 414 55 428

Krepsdyr og lusemidler

Ann-Lisbeth Agnalt

E-post: ann-lisbeth.agnalt@imr.no

Telefon: 488 67 521

Gytefelt for torsk

Ørjan Karlsen

E-post: orjan.karlsen@imr.no

Telefon: 922 93 930

Spredning og effekter av organiske utslipp

Raymond Bannister

E-post: raymond.bannister@imr.no

Telefon: 402 49 851

Legemidler

Ole B. Samuelsen

E-post: oles@imr.no

Telefon: 970 76 918

Andre fremmedstoffer

Bjørn Einar Grøsvik

E-post: bjoern.einar.groesvik@imr.no

Telefon: 934 12 859

Havforskningsinstituttet har fått i oppdrag fra Miljødirektoratet å gi en oversikt over kunnskapsstatus og vurderinger knyttet til:

- Hvorvidt og hvordan ulike typer utslipp fra matfiskanlegg kan ha negative effekter på de ulike marine naturtyper og nøkkelområder som er viktige for det biologiske mangfoldet (jf. DN-håndbok nr. 19, Norsk rødliste for naturtyper, samt relevante sårbare/truede arter jf. Norsk rødliste for arter)
- Kriterier for å kunne vurdere påvirkning (avstand, strømforhold etc.)
- Mulighetene for å unngå vesentlig skade vha. forebyggende tilpasninger i driften som er realistiske å gjennomføre, herunder hvilken konkret overvåkning som kan være egnet/realistisk å gjennomføre for å avdekke mulig skade på et tidlig tidspunkt
- De viktigste kunnskapsmanglene og forskningsbehov

INNHold

1.	UTSLIPP FRA MATFISKANLEGG OG SPREDNING TIL MILJØET	6
1.1.	ORGANISK PARTIKULÆRT MATERIALE	6
1.2.	LØSTE NÆRINGSSALT	6
1.3.	LEGEMIDLER	7
1.4.	ANDRE FREMMEDSTOFF	9
1.5.	SPREDNINGSMODELLER OG NATURTYPEKARTLEGGING	10
2.	EFFEKTER PÅ SPESIELLE NATURTYPER	12
2.1.	STØRRE TARESKOGSFOREKOMSTER	12
2.2.	ÅLEGRESSENGER OG UNDERVANNSENGER	14
2.3.	KALKALGEBUNN	16
2.4.	BLØTBUNNSOMRÅDER I STRANDSONEN	18
2.5.	SKJELLSANDFOREKOMSTER	21
2.6.	POLLER OG STERKE TIDEVANNSTRØMMER	22
2.7.	FJORD OG KIL	23
3.	EFFEKTER PÅ NØKKELOMRÅDER FOR SPESIELLE ARTER OG BESTANDER	28
3.1.	ØSTERSOMRÅDER	28
3.2.	GYTEOMRÅDER FOR TORSK	28
3.3.	STØRRE KAMSKJELLFOREKOMSTER	30
4.	EFFEKTER PÅ RØDLISTA MARINE NATURTYPER	33
4.1.	KORALLREV OG KORALLSKOGBUNN	33
5.	EFFEKTER PÅ RØDLISTA ARTER	39
5.1.	EFFEKTER PÅ UTVALGTE RØDLISTA ARTER	42
5.2.	KREPSDYR	42
5.3.	SVAMPER OG KORALLDYR	44
5.4.	MARINE KARPLANTER	46

Oppsummering

Denne rapporten viser at vi i dag har en rekke akvakulturanlegg som ligger slik plassert at de potensielt kan ha negativ påvirkning på spesielle naturtyper, rødlista naturtyper og arter.

Årsaken til dette er i hovedsak at vi har hatt, og fremdeles har, mangelfull kunnskap om hva slags naturtyper som finnes i området før etablering av nye anlegg. Kartlegging gjennom nasjonalt program for naturtypekartlegging begynner å gi oss bedre kunnskap om grunne naturtyper som tareskog, ålegressenger, gytefelt, kamskjellforekomster m.m. i mange fylker. Dypere habitat som korallforekomster er kun sporadisk kartlagt langs kysten, og vi mangler derfor i stor grad kunnskap om utbredelse av naturtypene og rødlistede arter som finnes i slike dype habitat. Naturtypekartlegging av lokaliteter før etablering av nye akvakulturanlegg, samt en vurdering av spredningspotensialet av utslipp fra anlegget, vil kunne hindre at anlegg plasseres suboptimalt i fremtiden.

En gjennomgang av internasjonal og nasjonal litteratur viser også at vi i hovedsak har svært dårlig kunnskap om hvilke effekter utslipp av næringssalt, partikulært materiale og fremmedstoff har på de fleste av naturtyper og arter som er vurdert i denne rapporten. En prioritering av forskning på slike effekter vil være vitalt for å kunne gi gode råd om plassering av akvakulturanlegg for å redusere risikoen for negativ påvirkning av viktige habitat og ressurser.

Det er størst risiko for permanent skade på naturtyper og arter som har en langsom vekst eller lavt spredningspotensial, og derfor en liten evne til å reetablere seg. For noen naturtyper vet vi at de har en evne til rask reetablering, slik som for eksempel tareskog. For noen naturtyper slik som korallskogbunn, ålegressenger, løsliggende kalkalger og grunne bløtbunnsområder antar vi at disse er mer sårbare og kanskje bruker lang tid på å rehabilitere seg. Bedre renseteknologi for landbaserte anlegg er under utvikling og vil kunne redusere risikoen for påvirkning i grunne områder.

1. UTSLIPP FRA MATFISKANLEGG OG SPREDNING TIL MILJØET

Norsk produksjon av laks og ørret var i 2015 på 1 312 959 tonn (uttak til slakt), med et fôrforbruk på om lag 1,6 millioner tonn. I tillegg kommer en liten produksjon av kveite, torsk og rensefisk. Det er per i dag 990 lokaliteter for laks og ørret i sjø, og 214 tillatelser for settefiskproduksjon.

1.1. Organisk partikulært materiale

Utslipp av organiske partikler i form av fekalier (fiskeskit) vil være anslagsvis 12,5 % av fôrmengden (Kutti 2008), noe som gir et utslipp på 208 800 tonn organisk materiale årlig. I tillegg vil om lag 5 % slippes ut som uspiste pellets, noe som fører til et totalt utslipp av organisk partikulært materiale på ca. 292 000 tonn.

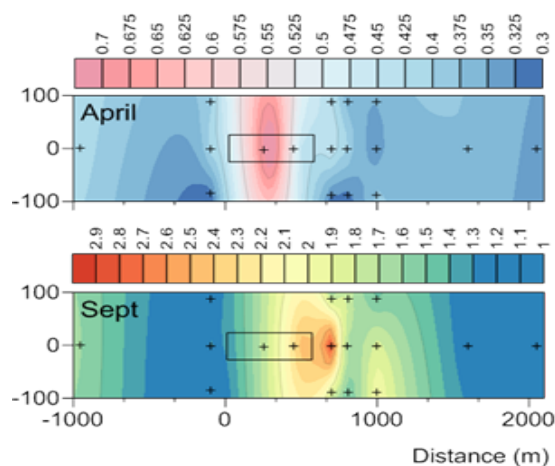
Spredningen av partiklene bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt de synker og hvor lett de går i oppløsning. De relativt høye synkehastighetene til spillfôr og intakte fekalier gjør at lokaliteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i den umiddelbare nærhet til anlegget. Lokaliteter med høye strømhastigheter (> 10 cm/s) sprer partiklene over et større område med relativt lite bunnfelling rett under merdene. Norskekysten og fjordene har sterkt varierende dyp og strømhastigheter, og det er i første rekke dyp og strøm som bestemmer partikkelspredning og sedimentasjonsrater.

Strømforholdene er ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i merddypet, mens det ofte er lite vannbevegelse i dypere vannlag. Dette er i motsetning til anlegg som ligger ute på kysten, der det er strøm i hele vannsøylen. Fjordlokaliteter er derfor mer utsatt for overbelastning. Variasjon i partikkelspredning gjør at størrelsen på påvirkningssonen omkring matfiskanleggene vil variere. På fjordlokaliteter vil som oftest den største påvirkningen være rett under og i umiddelbar nærhet til anlegget (500–1000 meter). På dynamiske kystlokaliteter i grunne områder vil partikler føres med strømmen og virvles opp igjen fra bunnen (resuspensjon) og kan havne langt av gårde. Det arbeides med å lage bedre spredningsmodeller og ikke minst gjøre dem operative for forvaltningen.

1.2. Løste næringssalter

Beregnet med Ancylus MOM-modellen vil en produksjon på 1 312 959 tonn fisk i 2015 gi et utslipp på om lag 26 300 tonn løst nitrogen og 3940 tonn løst fosfor.

Når fisk produseres i åpne merdanlegg slippes det ut næringssalter direkte til miljøet. Disse omfatter hovedsakelig nitrogen (nitrat, nitritt og ammonium) og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme og skilles ut via gjeller og nyrer. Ammonium fra anlegget fortynnes relativt raskt i sjøvannet, og det kan være vanskelig å måle forhøyede konsentrasjoner ved anlegget. En rekke studier har vært gjort av løste næringssalter fra oppdrettsanlegg, og de fleste konkluderer med relativt svake pulser i umiddelbar nærhet til merdene (sammenstilt i Price mfl. 2015). Figur 1 viser et eksempel på hvordan fordelingen av ammonium er ved et stort lakseanlegg (5000 tonn) på åpen kyst nær Florø i Sogn og Fjordane ved lav og høy produksjon i anlegget (Jansen mfl., under arbeid). Hvor langt disse pulsene med forhøyede næringssaltverdier strekker seg, vil variere med lokale forhold (vannutskiftning, strømforhold o.a.) og biomassen av fisk i anleggene. Utslippsmengde fra fiskeproduksjonen vil variere med årstiden. Fisken vokser mest om sommeren, og da vil en også få de høyeste utslippene. Settefiskanlegg slipper ut langt mindre enn et matfiskanlegg, men effektene av urensede utslipp vil sannsynligvis være større, fordi de som regel skjer i grunne, innelukkede områder der anlegget har tilgang på ferskvann.



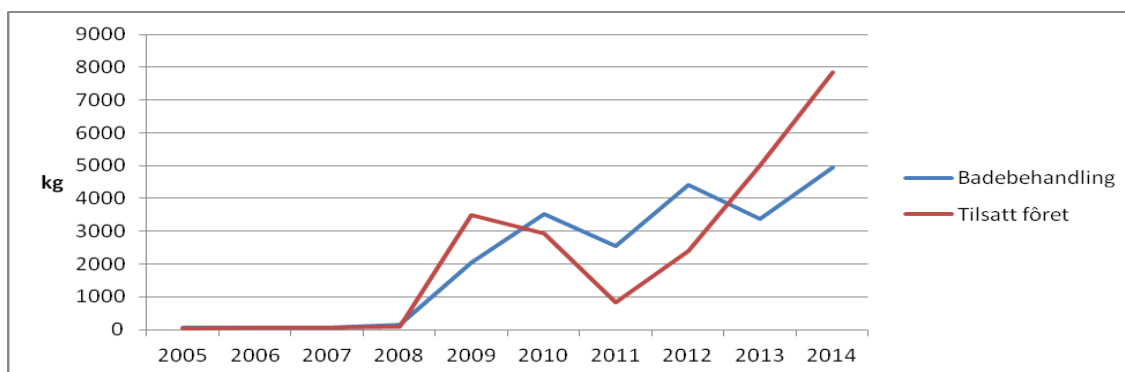
Figur 1. Eksempel på ammoniumkonsentrasjoner (umol l⁻¹) målt ved et anlegg på åpen bølgeeksponert kyst ved Florø under lav (april) og høy (september) produksjon av fisk. Figuren viser konsentrasjoner i overflatevannet (0–20 meter) sett ovenfra. Anlegget er markert med svart firkantet boks og prøvetakingspunktene er markert med kryss. Strømretningen på måletidspunktet gikk i hovedsak fra venstre mot høyre i figuren (figur fra Jansen mfl., under arbeid).

1.3. Legemidler

Forbruket av antibakterielle midler i matfiskproduksjon har hatt en jevn nedgang på grunn av utvikling av gode vaksiner. I 2014 utgjorde antibakterielle midler brukt i akvakultur rundt 1 % av det totale norske forbruket (412 kg aktiv substans).

Miljøeffekten av en medisinerings med antibakterielle midler er i hovedsak begrenset til nærområdet rundt anlegget som behandler, og er per i dag – på grunn av det lave forbruket – ikke ansett som noe alvorlig problem. Antibakterielle midler er lite toksiske for høyerestående organismer og utvikling av resistente bakterier utgjør den mest alvorlige trusselen (Svåsand mfl. 2015). Forbruket av midler mot innvollsorm har også hatt en jevn nedgang siden 2004, men hadde en liten økning i 2014 da det ble brukt 612 kg aktiv substans. Midlet som brukes i dag er Praziquantel som gis til fisken gjennom fôret. Dette kan spres til sedimenter og bunnfauna. Effekten av middelet på muslinger, snegler, krepsdyr og børstemark er imidlertid liten (Hektoen 1995).

Forbruket av lusemidler har økt i takt med luseproblemene i matfiskproduksjonen (figur 2). Midler mot lakselus deles inn i to grupper; de som tilsettes fôret (Diflubenzuron, Teflubenzuron, Emamektin-benzoat) og de som brukes til badebehandling (Azametifos, Cypermetrin, Deltametrin). Av milder tilsatt fôret er det særlig diflubenzuron og teflubenzuron som har økt mens emamektin har hatt en liten reduksjon. Det mest brukte badebehandlingsmidlet regnet per kilo er azametifos. I tillegg har bruken av hydrogenperoksid til badebehandling mot lus økt fra 308 tonn i 2009 til 31577 tonn aktivt stoff i 2014.



Figur 2. Forbruk av lusemidler (kg, aktiv substans) i perioden 2005-2014.

Miljøeffekten av antiparasittmidler brukt til badebehandling vil være begrenset i tid på grunn av nedbrytning og fortynningseffekt. Strømhastighet, vind og dybde vil påvirke spredning og fortynningsrate, faktorer som kan variere på samme lokalitet og mellom lokaliteter. Badebehandling kan foregå i merdene der man bruker en presenning rundt og slipper avfallsvannet ut etter endt behandling, eller om bord i brønnbåt. Brønnbåten tar som oftest fisken om bord og går ut i åpen sjø der avfallsvannet slippes ut og nytt sjøvann tas inn. Badebehandlingsmidlene i den konsentrasjonen som brukes vil i hovedsak være like lette som vann, på grunn av sjøvannets lagdeling vil overflatevannet kun i få tilfeller, slik som ved kraftig avkjøling om vinteren, kunne synke nedover i vannmassene. Avfallsvannet anses å gjøre minst skade dersom det slippes ut i åpen sjø og ikke ved land eller i grunne områder.

Modellering av spredning og fortynning av passivt sporstoff (f.eks hydrogenperoksid) viser at en kan forvente at det etter 24 timer vanligvis er mindre enn 1 % igjen av den opprinnelige konsentrasjonen men at konsentrasjoner opp mot 3 % kan forekomme. Det er større fortynning i strømsterke områder men selv inne i fjorder er det sterk fortynning. Det mest brukte stoffet azametifos har lavest risiko for påvirkning av non-target-organismer, mens cypermetrin og deltametrin er giftigere (for mer detaljert informasjon om effektforsøk på andre arter les: Svåsand mfl. 2015).

Hydrogenperoksid er et stoff som er fullstendig løselig i vann og sluttproduktet er harmløst. Halveringstiden for stoffet er avhengig av flere faktorer som tilstedeværelsen av metaller og organiske partikler og vil derfor variere men er regnet for å være omkring 7 dager i filtrert sjøvann. Korttidseksponering (1 time) for hydrogenperoksid har liten effekt på de fleste testorganismene, og selv ikke etter en 24 timers eksponering var effekten dramatisk for strandreker og pungreker. Effekten på villfangede copepoder var derimot større, noe som indikerer at utslipp av hydrogenperoksid kan ha virkning på enkelte planktoniske organismer. Det trengs mer kunnskap om effekter av lusemidler på andre arter og effekter ved avlusing av store anlegg der en slik operasjon tar flere dager, og der andre arter kan bli eksponert for lusemiddel gjentatte ganger i løpet av avlusningsperioden (Svåsand mfl. 2015).

Legemidler som tilsettes fôret (diflubenzuron, teflubenzuron) vil virke mot lakselus ved at de hemmer kitinsyntese hos lakselusa men også hos andre skalldyr som bygger skall av kitin. Midlene tas ikke opp i laksen i større grad, men skilles ut gjennom urin og fekalier. Hvor stor del som skilles ut gjennom urin er ikke kjent, men analyser av fekalier viser at konsentrasjonen av disse stoffene i fekalier kan være betydelig høyere enn i det opprinnelige fôret. Løseligheten i vann er liten for både diflubenzuron og teflubenzuron og stoffene vil derfor i stor grad være knyttet til de organiske partiklene og følgelig spres til miljøet med partiklene. De høyeste konsentrasjonene av teflubenzuron er målt ved anlegget men partikler med medisinerester er funnet opptil 1100 meter fra anlegg. Selv om flubenzuron i liten grad er nedbrytbare vil det skje en reduksjon i konsentrasjonene over tid. Undersøkelser av sediment og fauna viser at flubenzuron fremdeles kan være tilstede i sediment og børstemark åtte måneder etter behandling. Det ble også funnet små konsentrasjoner i krepsdyr ved anlegget, noe som indikerer at disse har spist medisinholdige partikler eller børstemark (Samuelsen mfl. 2015). Som tidligere nevnt har vi mindre kunnskap om hvor store mengder av midlene som skilles ut som løste stoffer og hvordan disse spres i miljøet. En feltstudie påviste detekterbare konsentrasjoner av flubenzuron i vannfasen opptil 1000 meter fra anlegget i inntil 14 dager etter medisinerings (Anon. 1999a), mens to andre studier bare fant lave konsentrasjoner av flubenzuron i vannfasen i forbindelse med medisinerings (Anon. 1998, Langford mfl. 2011, Samuelsen mfl. 2015).

Siden disse stoffene påvirker syntesen av kitin, vil organismer som krepsdyr med kitin i skallet være spesielt sårbare. Dødelighet inntreffer ved skallskifte. Yngre individer i en utviklingsfase som innebærer hyppige skallskifter er derfor spesielt utsatt, mens eldre individer som sjeldent skifter skall er mindre sårbare. Det er to kilder til eksponering for stoffene, vannløst fraksjon og bundet til organisk

materiale. Vi har liten kunnskap fra det marine miljø om effekter av vannløste flubenzuroner. Vi mangler også mer detaljert kunnskap om spredning av partikkelbundne flubenzuroner og hvordan de går inn i de marine næringskjedene. Pågående studier av effekter av flubenzuroner på andre arter viser at både kort og lang tids eksponering av medisinfôr kan gi høy dødelighet og misdannelser hos krepsdyr (for mer detaljert informasjon om effektforsøk på andre arter les: Svåsand mfl. 2015).

1.4.Andre fremmedstoff

Med fremmedstoff mener vi i denne sammenhengen miljøgifter fra fôret eller forbindelser som blir brukt som antibegroingsmiddel på nøter eller anlegg, som for eksempel kobber. Miljøgifter i fôret kan bli sluppet ut fra et oppdrettsanlegg som fôrspill eller gjennom fekalier fra fisken. Stoffgrupper som kommer inn under denne kategorien er blant annet halogenerte organiske forbindelser som PCB, dioksiner, furaner, klorerte pesticider, bromerte flammehemmere og tungmetallforbindelser som metylkvikksølv og kadmium. Halogenerte organiske forbindelser og metylkvikksølv er persistente miljøgifter som bioakkumuleres i næringskjeden på grunn av høy fettløselighet, lav nedbrytbarhet, og fordi organismene har liten evne til å metabolisere og skille stoffene ut (Svåsand mfl. 2015). NIFES undersøker årlig fremmedstoff i fiskefôr i regi av Mattilsynet. Et utvalg av nivåene er gjengitt i tabell 1. Nivået av de halogenerte forbindelsene i fiskefôr har hatt en nedadgående utvikling i perioden 2006–2014 (Sanden mfl. 2014).

Tabell 1. Nivå av utvalgte fremmedstoff i analyser av laksefôr utført av Nifes. Tatt fra Sanden mfl. (2014).

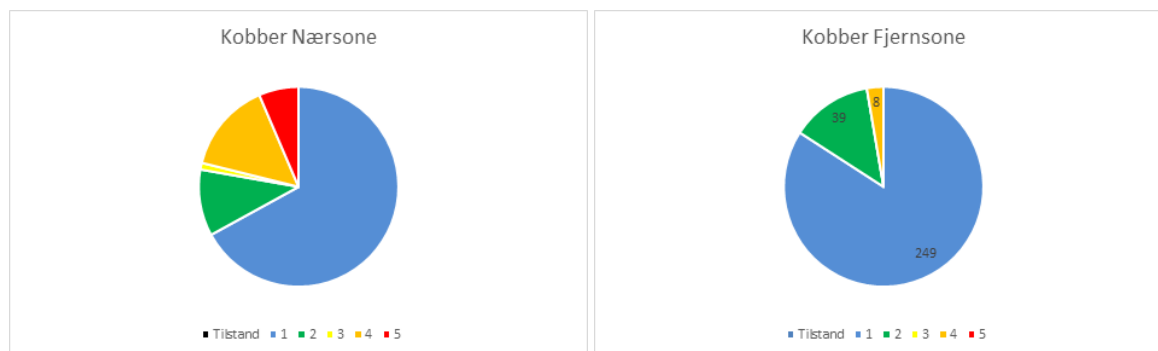
	Sum DDT µg/kg	Sum klordan µg/kg	HCB µg/kg	Sum PCB ₇ µg/kg	Sum PCB ₆ µg/kg	Sum PBDE ₇ µg/kg	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Grenseverdi	50	20	10	Ikke satt	40	Ikke satt	1,0	0,2	25
Gjennomsnitt fiskefôr 2013, n=69	11,7	2,6	1,5	6,9	6,2	0,71	0,23	0,030	9
Min-max	9,0-27,2	0,8-10,2	0,6-5,0	1,6-23,9	1,5-22,0	0,18-3,07	0,09-0,72	0,006-0,190	5-18

Konsentrasjonen av disse forbindelsene i miljøet rundt et oppdrettsanlegg vil blant annet være avhengig av strømmønster og sedimentasjonshastighet av fôr og fekaliepartikler fra anlegget. De organiske miljøgiftene er svært hydrofobe og vil være bundet til organisk materiale. Mer data om hvilke nivå som finnes i miljøet rundt og under et anlegg bør fremskaffes for å vurdere om slike utslipp kan gi negative effekter på organismer som lever der (Svåsand mfl. 2015).

Kadmium er på listen av prioriterte miljøgifter som det arbeides for å redusere utslipp av. Kadmium blir i svært liten grad tatt opp av lever og filèt i laks, sannsynligvis mer i nyre, men mesteparten av innholdet i fôr går gjennom oppdrettsanlegget som fôrspill og fekalier. Basert på gjennomsnittsverdier av innholdet av kadmium i fôret og gitt at alt kadmium fra omsatt fôr går ut gjennom anlegget, vil det gi et gjennomsnittlig utslipp på ca. 115 g per anlegg per år.

I tillegg til å være et essensielt metall i fôret, brukes kobber som antibegroingsmiddel på nøter i matfiskanleggene. I 2013 ble det omsatt 1239 tonn kobber til bruk for notimpregnering i oppdrettsnæringen. Forbruket har vært jevnt økende, fra 577 tonn i 2003 (Skarbøvik mfl. 2014). Miljødirektoratet har estimert at rundt 85 % lekker ut til miljøet, dvs. ca. 1000 tonn i 2013. Kobber hoper seg ikke opp i næringskjeden og har ikke alvorlige langtidseffekter, og er derfor ikke satt opp på Miljødirektoratets prioriteringsliste. Høye konsentrasjoner av kobber kan være giftig for organismer og øvre grense for miljøtilstand IV angir nivå som kan gi akutt giftighet (Klif 2012). Nivå av kobber i sediment i nær- og fjernsonen rundt oppdrettslokaliteter blir overvåket i MOM C-undersøkelser og i noen grad også i MOM B-undersøkelser. Figur 3 viser miljøtilstand for kobberkonsentrasjoner fra 271

(296) MOM C undersøkelser i perioden 2011-2015 (data sammenstillt av Fiskeridirektoratet). Kobberkonsentrasjonene ved om lag 75-80 % av de undersøkte anleggene holder seg innenfor bagrunnsnivåer eller i god tilstand både i nærsone og fjernsone. Om lag 20 % av anleggene har kobberkonsentrasjoner som regnes som toksiske ved anlegget. Åtte anlegg har også tilstand 4 (dårlig) i fjernsonepunktet. Fem av disse anleggene ligger i fjorder som generelt har ett høyt nivå av tungmetaller på grunn av industri og lignende.

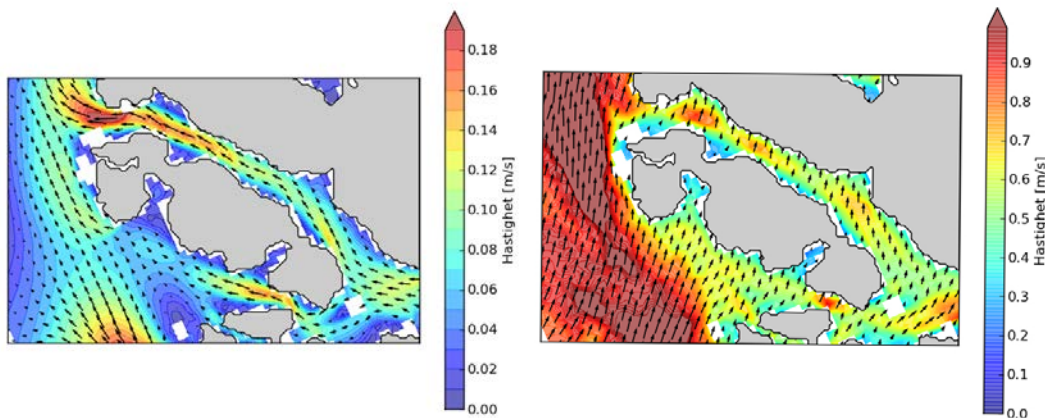


Figur 3. Miljøtilstand for kobberkonsentrasjoner målt i sediment ved anlegget (n=279) og i fjernsone (n=296) fra MOM C undersøkelser i perioden 2011-2015. 1= bakgrunnskonsentrasjoner, 2= god (ingen toksiske effekter), 3= moderat(kroniske effekter ved langtidseksponering), 4= Dårlig (akutt-toksiske effekter ved korttidseksponering), 5= Svært dårlig (omfattende akutt-toksiske effekter). Data og figur fra Fiskeridirektoratet.

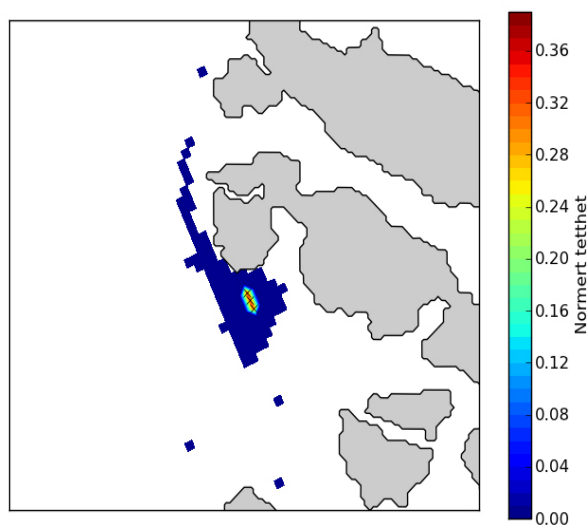
Ingredienser brukt som råstoff til fôr i oppdrettsnæringen har endret seg fra å være basert på marine råstoff til i hovedsak å være basert på råstoff fra planteproduksjon. Vi trenger derfor mer kunnskap om hvilke nivå disse ingrediensene har av pesticider brukt i planteproduksjon, og om utslipp av slike forbindelser fra fôrspill og fekalier kan påvirke organismer som lever i området rundt et oppdrettsanlegg. Vi trenger mer kunnskap om utslipp og omsetning av kobber brukt som antibegroingsmiddel, og om hvordan hydrogenperoksyd brukt som legemiddel i et oppdrettsanlegg kan påvirke utlekking av kobber til miljøet. Videre trenger vi mer kunnskap om nivå og effekter av utslipp av organiske og uorganiske miljøgifter fra akvakulturnæringen på andre arter enn fisk (Svåsand mfl. 2015).

1.5. Spredningsmodeller og naturtypekartlegging

Både ved Havforskningsinstituttet og Sintef arbeides det med å utvikle gode spredningsmodeller for å kunne forutsi hvordan utslipp fra ett anlegg vil spres til miljøet. Næringssalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen som kan være både drevet av tidevann og vind. Strømmen i dypere lag og på bunn vil bestemme hvor hovedparten av det partikulære materialet havner, samt legemiddelrester som er tilsatt fôret. Dersom man anvender en slik modell før ett nytt anlegg etableres har man ett godt bilde av hvor den største påvirkningen vil være. Figur 4 gir ett eksempel på modellert overflatestrøm ved ett omsøkt anlegg i Rogaland. Her ser vi hvordan sterk vind vil drive overflatestrøm innover grunne områder. Figur 5 gir viser hvordan det partikulære materialet vil spres rundt anlegget.



Figur 4. Modellert overflatestrøm ved omsøkt lokalitet i perioder med middels strøm (venstre) og sterk strøm (høyre).



Figur 5. Modellert partikkelpredning ved omsøkt lokalitet i perioden april til desember. Figuren viser normert tetthet.

Kombinert med naturtypekartlegging av lokaliteten vil man også vite noe om hva slags habitat som vil påvirkes. Med naturtypekartlegging menes her at man undersøker influensområdet til anlegget for å finne ut hva slags naturtyper som potensielt kan påvirkes. En slik undersøkelse kan gjøres ved hjelp av videokamera og ROV. Naturtypekartlegging på omsøkte lokaliteter før etablering av nye matfiskanlegg har ikke vært utført før i de seinere årene, da dette har blitt gjort for et mindre antall anlegg (Eilertsen 2012, Eilertsen & Spikkeland 2013). På tross av kartleggingen av marine naturtyper gjennom nasjonalt program og kartleggingen som er utført i Mareano prosjektet, har vi for lite kjennskap til forekomsten av naturtyper i de kystområdene der det drives matfiskproduksjon i dag. Mareanokartleggingen foregår i hovedsak på utenfor grunnlinjen, med unntak av noen fjorder i Troms og Finnmark der man har gjort en del undersøkelser. Kartleggingen av naturtyper omfatter per i dag kun grunne naturtyper. For mange naturtyper som undersøkes omfattes kun de fysiske egenskapene ved naturtypen slik som for eksempel skjellsand, tidevannstrømmer og poller.

Selv om det finnes metoder for kartlegging av marine naturtyper, finnes i dag ikke noe standardiserte metoder for naturtypekartlegging av akvakulturlokaliteter før et anlegg plasseres der og heller ikke noen krav om slik kartlegging. En slik naturtypekartlegging bør omfatte ett representativt utvalg av transekter i påvirkningsområdet som dekker både dype og grunne naturtyper, samt ett verdisettingssystem som også inkluderer habitatets evne til å rehabilitere seg. En slikt verdisettingssystem kan bygge på eksisterende verdisettingssystemer.

2. EFFEKTER PÅ SPESIELLE NATURTYPER

(jf. DNs håndbok for kartlegging av marine naturtyper)

2.1. Større tareskogsforekomster

Tareskog finner vi på bølgeeksponert kyst i Norge (figur 6). Habitatet består hovedsakelig av arten stortare *Laminaria hyperborea*, med innslag av sukkertare (*Saccharina latissima*) og draughtare (*Saccorhiza polyschides*). Habitatet er rikt på assosiert fauna og flora og regnes som et godt matfat for fisk og sjøfugl (Norderhaug mfl. 2003, 2005). Habitatet kan også være et viktig oppvekstområde for flere fiskeslag. Taresamfunn der sukkertare er dominerende, finnes gjerne på litt mindre bølgeeksponerte lokaliteter langs hele kysten. Større tareskogsforekomster (stortare, *Laminaria hyperborea*) er kartlagt gjennom Nasjonalt program for naturtypekartlegging. Fylkene Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, trøndelagsfylkene og Troms er ferdig kartlagt og data er tilgjengelig i Naturbase. Nordland er delvis ferdig, og Finnmark og Møre og Romsdal står for tur.



Figur 6. Stortare på bølgeeksponert kyst. Foto: Havforskningsinstituttet.

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Tareplanter kan påvirkes på flere ulike måter av utslipp fra oppdrett. Pulser av ekstra næringssalter i form av ammonium (NH_4) kan øke tareplantenes vekst fordi de får tilgang på mer nitrogen. Forsøk har vist at nitrogen i form av ammonium ofte heller stimulerer vekst av hurtigvoksende opportunistiske påvekstarter slik som trådforma alger eller bladforma grønnalger (grønske og sli-arter) enn å stimulere vekst hos langsomtvoksende flerårige arter som tang og tare (Worm & Sommer 2000). Et dekke av slike arter på bladet, særlig i sommerhalvåret, kan redusere lys og næringstilgang for tareplantene og føre til lavere vekstrater i vinterhalvåret.

Finpartikulært materiale fra anlegget som svever i vannmassene kan ytterligere redusere lystilgangen for tareplanter. Redusert lystilgang kan redusere voksedypet til stortareplanter, som normalt vokser ned til 20–30 meter på norskekysten (Pehlke & Bartsch 2008, Rueness & Fredriksen 1991). Lang tids eksponering for overgjødning kan føre til at tareskogen blir erstattet med opportunistiske arter (Bartsch & Kuhlenskamp 2000, 2009, Munda 1996). Sedimentering av partikulært materiale på bunnen kan også forhindre nye tareplanter å vokse opp (Devinny & Volse 1978). Stortareskog finnes hovedsakelig på eksponerte hardbunnslokaliteter der det normalt samles lite sedimenter på bunn, mens sukkertareskog i mer beskyttede områder kan være mer utsatt for sedimentering. Utslipp fra oppdrett kan også ha indirekte effekter i form av økt forekomst av beitere

som f.eks. kråkeboller som tiltrekkes anleggene og fører til økt beitepress på tareplanter. Det finnes i dag ingen kjente studier av effekter på tareskog av lusemidler, men særlig hydrogenperoksid som brukes til badebehandling kan tenkes å ha en negativ påvirkning på tareplanter. Studier har vist at kobber i vannmassene kan nedsette tareplanterens evne til å bli fertile og redusere vekst hos nye planter (Chung og Brinkhaus 1986). En slik påvirkning vil eventuelt være svært lokal. Tare produserer et stort antall sporer med god spredningsevne (Kain 1975, Fredriksen mfl. 1995), og mangel på taresporer i vannmassene er neppe en flaskehals for etablering av nye planter. Kobber måles i sedimenter ved anlegg i MOM C-undersøkelsen, men det foretas ikke målinger av kobber i vannmassene ved anlegg.

Pågående forskning: Disse problemstillingene adresseres nå ved Havforskningsinstituttet gjennom et større forskningsrådsprosjekt (ERA) som gjennomføres på store bølgedynamiske kystanlegg på Frøya og Smøla. Prosjektet løper til 2017, og de første resultatene fra dette ventes publisert i 2016.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg

Stortareskog er et svært vanlig habitat i den ytre skjærgården i Norge. Mange av dagens store kystanlegg ligger plassert i grunne områder med tareskog i anleggenes nærområde. Dette gjelder særlig på Smøla (Møre og Romsdal), Frøya og Hitra (Sør-Trøndelag) og på Vikna (Nordland), men det er også en del bølgeeksponerte anlegg i de andre fylkene. Sukkertareskog er et vanlig habitat langs kysten av Norge, og mange anlegg ligger i middels eksponerte områder der det finnes sukkertareskog.

Konsekvensvurdering og overvåkning

Både sukkertare og stortare etablerer seg raskt igjen hvis de blir utsatt for negative miljøpåvirkninger. Mens det kan ta 4–8 år før stortareskog er fullstendig rehabilitert, vokser sukkertare som er en hurtigvoksende treårig plante raskt tilbake. Tilstanden i tareskog kan overvåkes ved hjelp av videotransekt der man registrerer dekning av tareplanter og også kan estimere mengden av påvekst på tareplantene. Observasjoner av tilstanden i tareskog nær anlegg i Hardangerfjorden (Hansen mfl. 2011) og gjennom feltarbeid på Frøya der både sukkertare og stortare vokser ganske tett opptil store anlegg, gir grunn til å tro at man kun har små til moderate effekter av utslipp av næringssalter fra anleggene på dette habitatet. Med bakgrunn i dagens kunnskap vurderes påvirkningsgraden i tareskog som moderat, men på grunn av habitatets gode evne til å rehabilitere seg vurderer vi langtidskonsekvensene av en slik påvirkning som lav.

Kunnskapsmangel: De fleste av dagens problemstillinger vedrørende effekter på tareskog vil bli besvart gjennom pågående forskning.

2.2. Ålegressenger og undervannssenger

Vanlig ålegress (*Zostera marina*) er i hovedsak den arten som danner undervannssenger i Norge (figur 7). Vi har også to andre arter av ålegress i Norge; dvergålegress som er svært sjelden og rødlista (*Zostera noltii*) (se kap 5.4) og smalt ålegress (*Zostera angustifolia*). Ålegress vokser i bløtbunnsområder i kystsonen og kan finnes fra fjæresonen og ned til 10 meters dyp. Ålegressenger har en viktig økologisk funksjon i kystsonen da det har høy primærproduksjon, binder CO₂ og næringssalter og produserer oksygen (Boström mfl. 2014). Det stabiliserer også bunnsedimenter og bidrar til å føre oksygen ned i sedimentet og motvirker råttne bunn.

Ålegressenger er viktige habitat for mange arter (Fredriksen mfl. 2005). Baden & Boström (2001) beskriver et høyt antall assosierte arter i ålegressenger fra Skagerrak med svært høye tettheter av bevegelige dyr. Ålegressenger er regnet som et viktig oppvekstområde for kysttorsk (Fjøsne & Gjøsæter 1996) samt viktig for ål og andre fiskearter (Pihl & Wennehage 2002). Kartlegging av forekomsten av norske ålegressområder inngår i *Nasjonalt program for kartlegging av marine naturtyper*. Data legges fortløpende inn i Naturbase: <http://kart.naturbase.no/>. Ålegress er ferdig kartlagt i Østfold, Akershus, Oslo, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Troms. Ålegressområder er også ferdig feltkartlagt i Sogn og Fjordane og Nordland (2015), men data fra disse to fylkene er ennå ikke tilgjengelige.

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Ålegressenger kan påvirkes av næringssalter fra oppdrettsanlegg, ved at man får økte mengder påvekst på ålegresset som skygger for lyset og kan føre til redusert vekst og forekomst av ålegress (Duarte 1995, Munda 1996, Worm & Sommer 2000). Dersom utslippene av næringssalter skjer i delvis innelukkede områder med dårlig vannutskiftning, kan man få en klassisk eutrofisituasjon der økte mengde planteplankton fører til redusert lystilgang og dårlige oksygenforhold på bunn. Utslipp av finpartikulært materiale fra oppdrett kan også føre til redusert lystilgang for ålegress og dermed redusert dybdeutbredelse. Negative effekter av små organiske partikler på ålegressenger er godt dokumentert fra Middelhavet, der man har funnet nedsatte vekstrater og redusert forekomst av ålegress i nærsonen til anlegg (inntil 400 m) (Diaz-Almela mfl. 2008, Duarte mfl. 2008).

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

Av de fylkene som er ferdig kartlagt i området der det hovedsakelig er oppdrettsvirksomhet, er det særlig Rogaland som har større områder med ålegressenger. I Hordaland finnes det et stort antall mindre ålegressenger, og Troms har også noen mindre områder med ålegress. En gjennomgang av de data som er lagt inn i Naturbase (<http://kart.naturbase.no/>) viser at det også i Rogaland er flest ålegressenger som ligger i nærheten (>1500 m) av matfiskanlegg (tabell 2). Den korteste avstanden mellom anlegg og ålegressområde på 170 meter finner vi ved Finnøy. I Hordaland er det et mindre anlegg og et settefiskanlegg som ligger i nærheten av dvergålegressenger som er rødlista. I de andre fylkene som per i dag er underøkt og innlagt i Naturbase er det ingen slike konflikter.



Figur 7. Ålegresseng (Foto: Rudolf Svensen).

Tabell 2. Oversikt over ålegressområder i Rogaland og Hordaland som ligger nærmere anlegg enn 1500 meter og kan bli påvirket av utslipp (data fra Fiskeridirektoratet og Naturbase). Kriterier for verdisetting av undervannsenger er som følger: A, svært viktig: større upåvirkede komplekser av undervannsenger ($> 100.000 \text{ m}^2$) andre undervannsenger og alle forekomster av akutt truede utforminger som dvergålegras, havfrugras og kortskuddplante undervannseng/forstrand utforminger. B - Ålegrasenger nær kjente gyteplasser samt mindre undervannsenger ($< 100.000 \text{ m}^2$), C-lokalt viktige områder (Anon 2007).

Ålegressområde	Verdi	Kommentar	MTB-akvakulturanlegg	Avstand til anlegg
Rogaland				
Askvika	A, svært viktig	Overlapper med verifisert gytefelt for torsk	360 tonn	430 m
Foldøyna	A, svært viktig	1 km til gytefelt for torsk	780 tonn	1000 m
Vågen, Vindafjord	B, viktig	Overlappende gytefelt	3030 tonn	1100 m
Finnsand, Klosterøy	Ikke angitt		780 tonn	370 m
Laksavika	A, svært viktig	Overlappende verifisert gytefelt for torsk	3120 tonn	1200 m
Relstad, Finnøy	C, lokalt viktig		4680 tonn	770 m
Hauskeneset, Finnøy	A, svært viktig	Overlappende verifisert gytefelt for torsk	4500 tonn	170 m
Hordaland				
Sundevåg	Ikke angitt		1170 tonn	300 m
Bjellandshamn	B, viktig	Dvergålegress	1170 tonn	960 m
Nordhusvågen, Fjellbergøy	B, viktig		1040 t 3120 t	1300 meter 1200 meter
Hystadområdet, Stord	B, viktig	Dvergålegras	Settefisk, 2500 stk	1900 meter

Konsekvensvurdering og overvåkning

Et forslag til overvåkningsmetode for ålegressenger er utarbeidet basert på artssammensetning og nedre voksegrense, men miljømålene er foreløpig kun fastsatt for skagerrakregionen (Dahl mfl. 2008, Anon 2013). Det er også utarbeidet et forslag til miljøindeks der man i tillegg bruker tetthet i av

ålegressplanter og forekomst av begroingsalger, slik man bruker i flere andre europeiske land (Anon 2013). Tilstanden i habitatet kan veksle naturlig gjennom sesonger og mellom år, derfor er langtidsovervåkning nødvendig for å fastslå endringer i tilstand og eventuelle årsaker til dette.

Ved etablering av nye anlegg i nærheten av ålegressenger kan spredningen av næringssalter og partikler modelleres for å vurdere mulig påvirkning på habitatet. Basert på kunnskap om spredning av næringssaltflukser rundt anlegg vet vi at vi kan få en negativ påvirkning på naturtypen dersom anlegget ligger nærmere enn 1000-1500 meter. Dette vil også avhenge av dominerende strømreretning på overflatestrømmen og bør vurderes i hvert enkelt tilfelle. Ved å utføre nødvendig avlusing med bademidler i merdene i perioder der overflatestrømmen går vekk fra grunne områder vil man kunne redusere risikoen for påvirkning.

Påvirkning fra utslipp fra settefiskanlegg i ålegressområder kan reduseres ved at man har best mulig renseteknologi på anlegget og at restutslippene føres ut fra grunne områder.

Vi mangler kunnskap om effekter av utslipp av næringssalter, finpartikulært materiale og fremmedstoffer på naturtypen og dyr som lever der. Vi vet også lite om naturtypens evne til å rehabilitere seg etter endt påvirkning. Derfor er det ikke mulig å vurdere verken grad av påvirkning eller konsekvensene av denne.

2.3. Kalkalgebunn

Kalkalger er løstliggende rødalger som danner et hardt skall av kalsiumkarbonat (figur 8). De vokser som porøse tepper på bunnen og består av døde alger i bunn og levende på toppen. Slike tepper kan bli opptil 10 meter tykke (Island) og danner et tredimensjonalt habitat som er levested for mange dyr. Løstliggende kalkalger regnes for å være et sårbart habitat fordi algene er saktevoksende (0,5–1,5 mm årlig, Blake & Maggs 2003) og habitatet bruker lang tid på å regenerere hvis det utsettes for skader. Kunnskapen om betydningen av løstliggende kalkalger i økosystemet er dårlig i Norge, men habitatet antas å ha betydning som levested for mange virvelløse dyr. Studier gjort lenger sør i Europa viser at større forekomster av kalkalger fungerer som beite- og oppvekstområder for enkelte fiskearter, blant annet torsk.

Habitatet er ikke kartlagt i Norge, men er trolig langt mer vanlig langs kysten fra Nordland og nordover enn det er lenger sør. Naturtypekartlegging av ålegress og kamskjell har observert områder med kalkalger i nordområdene som kan dekke flere kilometer. OSPAR-kommisjonen peker på behovet for å verne om dette habitatet (OSPAR 2010) og det EUs habitatdirektiv lister løstliggende kalkalger som et nøkkelhabitat (nøkkelhabitat = habitat med en distinkt økologisk verdi) (Natura 2000). Løstliggende kalkalger er vernet i mange europeiske land etter å ha vært utsatt for høsting i stor skala til jordforbedringsmiddel.



Figur 8. Løsliggende kalkalger.

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Løstliggende kalkalger finnes naturlig i strømrrike områder, der det er mindre sannsynlighet for å bli begravet i sedimenter. Kalkalger er sensitive for sedimentering, og dersom de blir dekket av et lag med finkornet sediment, hindrer dette gassutvekslingen i cellene. Sediment som inneholder hydrogensulfid (H_2S), som gjerne dannes ved oppdrettsanlegg, har vist seg å være fatalt for kalkalger, og 14 dagers dekke av slikt sediment førte til 100 % dødelighet (Wilson mfl. 2004). Utslipp av organisk materiale påvirker også dyresamfunnene i kalkalgehabitatet ved at de fleste krepsdyr forsvinner og blir erstattet med opportunistiske børstemark (Sanz-Lazaro mfl. 2011, Hall-Spencer 2006). Utslipp av løste næringssalter kan føre til overgroing av ettårige algearter på kalkalgene. De fleste studier som er gjennomført i Skottland, Spania og i Middelhavet er gjort på små matfiskanlegg sammenlignet med størrelsen på norske anlegg. Vi har derfor lite kunnskap om effekter av utslipp på kalkalger langs norskekysten. Utslipp av lusemidler fra badebehandling i grunne områder kan potensielt påvirke kalkalger og dyrene som lever i dette habitatet. Vi kjenner ikke til studier som viser effekter av kobber og andre miljøgifter på dette habitatet.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

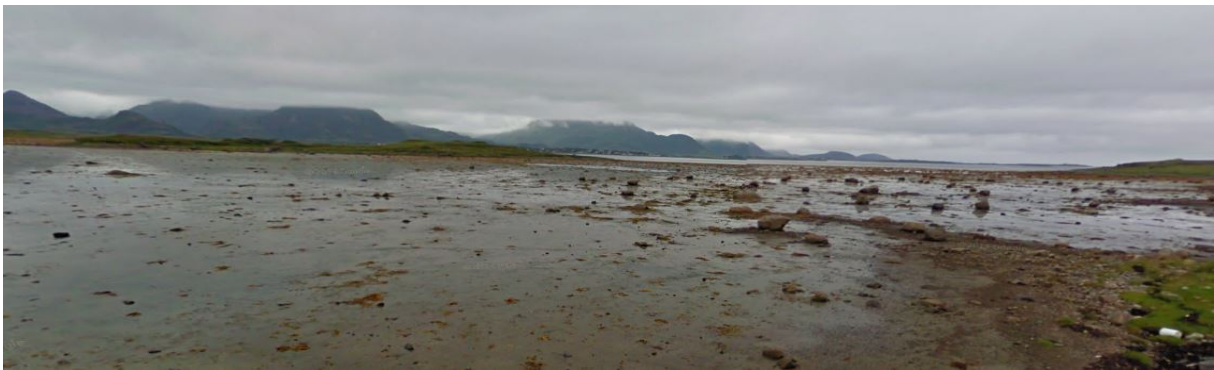
Siden naturtypen ikke er systematisk kartlagt på norskekysten er det vanskelig å angi sannsynligheten for at habitatet blir påvirket av utslipp fra oppdrett. En rekke matfiskanlegg i Nordland, Troms og Finnmark ligger i strømrrike sund med grunne områder (10-20 meter) i nærheten, der det kan finnes forekomster av løsliggende kalkalger.

Kunnskapsmangel

Vi trenger mer kunnskap om hvordan nøkkelarter (nøkkelart= art som spiller en særlig viktig rolle i et økosystem) i dette habitatet påvirkes av utslipp fra matfiskanlegg og i hvor stor grad habitatet i dag berøres av oppdrett.

2.4. Bløtbunnsområder i strandsonen

Bløtbunnsområder i strandsonen (figur 9) omfatter bølgepåvirkede strender med fin sand, strandflater med mudderblandet sand og strandflater med bløtt mudder i bølgebeskyttede områder. Slike områder kan være svært artsrike med mange ulike typer skjell, børstemakk og små krepssdyr. Mange arter lever nedgravd i sedimentet. Slike bløtbunnsområder er et godt matfat for fugl og fisk og regnes som viktige rasteplasser for trekkfugler. Vi finner mindre bløtbunnsområder langs hele kysten, mens større områder er mer sjeldne. Store grunne områder med sand og mudderblandet bunn finner vi f.eks. på Jæren (Rogaland), ved Giske og Uksnøy (Møre og Romsdal), Kråkvågvaet og Tautra i trøndelagsfylkene. Nordland har også mange mindre og en del store bløtbunnsområder i strandsonen. Norge har 18 bløtbunnsområder som omfattes av RAMSAR-konvensjonen for våtmarksområder, det vil si at de regnes som internasjonalt viktige bløtbunnsområder (www.ramsar.org). Naturtypen kartlegges av NGU som en del av Nasjonalt program for kartlegging av naturtyper.



Figur 9. Grunnfjorden bløtbunnsområde, Ramsar lokalitet i Vesterålen, Nordland. (Foto fra Google Maps).

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Negative effekter av utslipp av næringssalter og organisk materiale på samfunn i grunne bløtbunnsområder er godt dokumentert fra land som Sverige, Danmark, Tyskland og Frankrike som har store slike områder. For mye løste næringssalter, særlig i form av nitrogen, kan føre til økt planteplanktonproduksjon i grunne beskyttede områder. Dette vil igjen føre til økt nedfall av planktondetritus som skaper dårlige oksygenforhold på bunnen når det nedbrytes (Rosenberg mfl. 2001). I tilfeller med høye næringssaltkonsentrasjoner kan man også få tette matter av grønnalger som dekker området (Pihl mfl. 1999). Tilførsler av små organiske partikler kan ha samme effekt ved at det øker produksjonen i faunasamfunn og fører til for stort oksygenforbruk. Studier fra grunne bløtbunnsområder i Sverige viser at overgjødning i slike habitat fører til redusert biomasse og arts mangfold i dyresamfunnene (Rosenberg & Nilsson 2005). Bølgeeksponerte grunne områder er mindre utsatt enn mer beskyttede områder med mindre vannutveksling. På grunn av tidevannets betydning for utskifting av vann i grunne beskyttede områder, vil områder i sørlige deler av Norge være mer utsatt enn grunne områder i nord, der tidevannsforskjellen kan være flere meter. Dyresamfunn i grunne bløtbunnsområder kan potensielt påvirkes negativt av antiparasittmidler som slippes ut fra anleggene etter badebehandling i merdene. Kitinsyntesehemmere som tilsettes fôret kan påvirke små krepssdyr slik som f.eks. strandreker og krabber, dersom svevepartikler med medisinrester akkumuleres i grunne områder (Samuelsen mfl. 2014 a). Organiske partikler med medisinrester har blitt funnet opptil 1100 meter fra anlegget etter lusebehandling (Samuelsen mfl. 2014b).

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

Ved en gjennomgang av data om naturtypen som er innlagt i Naturbase, ser vi at en rekke bløtbunnsområder i strandsonen potensielt kan påvirkes av utslipp fra matfiskanlegg (tabell 3). Det er

størst sannsynlighet for at anlegg som ligger nærmere enn 1000 meter kan påvirke naturtypen, men her må størrelse på anlegg (og dermed utslipp), dominerende retning og styrke på overflatestrøm, vannutskiftning, bølge- og tidevannspåvirkning vurderes i hvert enkelt tilfelle. Det er registrert ett settefiskanlegg, ett stamfiskanlegg og ett slakteri som ligger i bløtbunnsområder. Utslipp direkte i bløtbunnsområdet vil ha særlig store effekter hvis man ikke renser avløpsvann. I Nordland ligger to middels store anlegg 300 til 1200 meter fra bløtbunnsområder som inngår i RAMSAR-lokaliteten Grunnefjorden. I utslippstillatelsen for disse anleggene har man vurdert det slik, på basis av strømmålinger, at gruntområdene ikke vil påvirkes.

Tabell 3. Bløtbunnsområder i strandsonen som har ett eller flere matfisk eller settefiskanlegg nærmere enn 1500 meter). MTB= maksimal tillat biomasse i anlegget (data fra Fiskeridirektoratet og Naturbase). Områdene verdisettes med følgende kriterier: A – svært viktig: større strandflater (> 500 000 m²) som er næringsområde for bestander av overvintrende og trekkende vadefugler, B – viktig: større strandflater (> 200 000 m²) som er næringsområde for stedege fugler (vadefugler, andefugler) og fisk (kutlinger, flyndrer), C-lokalt viktig (Anon 2007).

Område	Kategori	MTB Anlegg	Avstand fra anlegg	Beskrivelse fra Naturbase
Finnmark	Ingen data lagt inn i naturbase			
Troms				
Rotsund	A Svært viktig	3600 tonn 3600 tonn	1500 m 1200 m	Liten bukt i et sund. Gruntområde med vadefugl Ligger i naturtypen brakkvannsdelta
Skardsvåg	B Viktig	3600 tonn	1000 m	Avskjermet strandområde i en vik utenfor Lysebotn Større strandflater (> 200 000 m ²) som er næringsområde for bestander av overvintrende fugler
Salangen	A Svært viktig	Settefisk	230 m	Stor strandflate med utløp av ferskvann innerst i Salangen. Godt skjermet område i et tettsted
Nordland	Data tilgjengelig bare for deler av Nordland			
Strengelvåg Straumen	A Svært viktig	3600 tonn	1200 m	Grunnefjorden, Stort bløtbunnsområde (>500 000 m ²) Internasjonal RAMSAR lokalitet
Little Kvannholmen	B Viktig	3600 tonn	800 m	Inngår i bløtbunnsområdet Grunnefjorden Internasjonal RAMSAR lokalitet
Årholmen og Sandvika	B Viktig	3600 tonn	300 m	Inngår i bløtbunnsområdet Grunnefjorden Internasjonal RAMSAR lokalitet
Kjørarvalen	A Svært viktig	490 tonn	470 m	Stort bløtbunnsområde (>500 000 m ²). Sund med en god del stein og algevegetasjon
Djupvik	B Viktig	3120 tonn	1200 m	Middels stort bløtbunnsområde (200 000-500 000 m ²)
Karevik	B Viktig	1560 tonn 1560 tonn	520 m 460 m	Middels stort bløtbunnsområde (200 000-500 000 m ²). Overlapper med et funksjonsområde for vade-, måke-, ande og alkefugler
Brandøya	B Viktig	1560 tonn	1200 m	Middels stort bløtbunnsområde (200 000-500 000 m ²). Sand i vikene mellom fjell
Ramsvika	A Svært viktig	1560 tonn	1200 m	Stort bløtbunnsområde (>500 000 m ²)
Skotnessjøen	B Viktig	780 tonn	950 m	Middels stort bløtbunnsområde (200 000-500 000 m ²).
Bogen til Leinesvika	A Svært viktig	Stamfisk 780 tonn	0 m 415 m	Stort bløtbunnsområde (>500 000 m ²)
Litl-og Storsandøya	B Viktig	780 tonn	250 m	Middels stort bløtbunnsområde (200 000-500 000 m ²).
Sjåneset	B Viktig	1560 tonn	195 m	Middels stort bløtbunnsområde (200 000-500 000 m ²). Overlapper i noen grad med et funksjonsområde for vade-, måke-, ande og alkefugler
Nord-Trøndelag				
Leknesvika	A Svært viktig	7020 tonn	1250 m	Variert bløtbunnsområde innenfor naturvernområde, rikt fugleliv
Måøya	C Lokalt viktig	3120 tonn 4680 tonn 3900 tonn	400 m 660 m 1200 m	Eksponert bløtbunn mellom et konglomerat av øyer
Hundhamaren	C Lokalt viktig	4680 tonn	175 m	Et langstrakt område på nordsiden av Folda
Skagabukta	A Svært viktig	975 tonn	340 m	Overlapper med DN's base for ande- og vadefugl
Rypneset	C Lokalt viktig	3900 tonn	320 m	Et langstrakt område øst for Rypneset
Glasøyværet	A Svært viktig	3120 tonn 3120 tonn 5460 tonn	620 m 1200 m 1400 m	Eksponert. Stort bløtbunnsområde med ande- og vadefugl.

Område	Kategori	MTB Anlegg	Avstand fra anlegg	Beskrivelse fra Naturbase
Sør-Trøndelag				
Hongstrand	C Lokalt viktig	600 tonn Slakteri	180 m	Større strandflater (>200 000 m ²) som ikke overlapper med fugleområder
Måøyen	A Svært viktig	4680 tonn	480 m	Stort bløtbunnsområde med ande- og vadefugl.
Linesøya sør og vest	A Svært viktig	3120 tonn 3120 tonn	330 m 420 m	Stort bløtbunnsområde med ande- og vadefugl.
Tårnes Åfjord	A Svært viktig	3120 tonn	1000 m	Stort bløtbunnsområde med ande- og vadefugl.
Lauvøya	A Svært viktig	3120 tonn 3120 tonn	1200 m	Fjæra rundt Lauvøya. Overlapper med naturvernområde viktig for sjøfugl
Langskjæret	A Svært viktig	6120 tonn	800 m	Ved Langskjæret. Mye vade- og andefugl. Området kan ha flere små bløtbunnsforekomster som er en del av en større gruppe
Tristein	B Viktig	6240 tonn	200 m	Fjæra rundt Tristein. Overlapper med DNs base for ande- og vadefugl
Valsneset	A Svært viktig	1560 tonn	750 m	Overlapper med DNs base for ande og vadefugl,
Møre og Romsdal	Ikke kartlagt			
Sogn og Fjordane	Data ennå ikke tilgjengelig i Naturbase			
Hordaland				
Langøyne	B Viktig	3120 tonn	200 m	Grunne bløtbunnsområder ved Langøyne, nordøstsidan av Lindås i Fensfjorden. Ligger nær, men overlapper ikke med sjøfuglreservat.
Litlehiskjo	C Lokalt viktig	2340 tonn 1560 tonn	850 m 1000 m	Stort sett fjell i strandsonen men noe mudder og sand i enkelte bukter og vikar. Utsrekning av området er usikkert.
Rogaland	Ingen bløtbunnsområder i strandsonen ligger nærmere anlegg enn 1500 m			

Konsekvensvurdering og overvåkning

Ved plassering av matfiskanlegg nær grunne bløtbunnsområder i strandsonen er det særlig viktig å ha gode strømmålinger fra null til 30 meter for å kartlegge de dominerende strømretningene og vite hvilken retning næringssalter og fine partikler hovedsakelig vil ta. I tillegg kan gode spredningsmodeller supplere strømdata. Tilstanden i grunne bløtbunnsområder kan overvåkes på samme måte som dypere bløtbunnsområder ved oksygenmålinger og tilstanden i faunasamfunn. Basert på kunnskap om spredning av næringssaltflukser rundt anlegg vet vi at vi kan få en negativ påvirkning på naturtypen dersom anlegget ligger nærmere enn 1000-1500 meter. Dette vil også avhenge av dominerende strømretning på overflatestrømmen og bør vurderes i hvert enkelt tilfelle. Ved å utføre nødvendig avlusing med bademidler i merdene i perioder der overflatestrømmen går vekk fra grunne områder vil man kunne redusere risikoen for påvirkning.

Påvirkning fra utslipp fra settefiskanlegg i grunne bløtbunnsområder kan reduseres ved at man har best mulig renseteknologi på anlegget og at restutslippene føres ut fra grunne områder.

Vi mangler kunnskap om effekter av utslipp av næringssalter, finpartikulært materiale og fremmedstoffer på naturtypen og dyr som lever der. Vi vet også lite om naturtypens evne til å rehabilitere seg etter endt påvirkning derfor er det ikke mulig å vurdere verken grad av påvirkning eller konsekvensene av denne.

Kunnskapsmangel

Selv om det finnes en rekke studier fra effekter på grunne bløtbunnsområder i andre land, finnes det ingen studier utført i Norge der man spesifikt ser på effektene av utslipp av næringssalter, organiske partikler og legemidler fra oppdrett på dette habitatet.

2.5. Skjellsandforekomster

Skjellsand (figur 10) består hovedsakelig av knuste skall fra organismer som skjell, snegler, rur, kråkeboller og kalkalger. Vi finner mest skjellsand i skjærgården, der det er mindre sedimenter fra land og nok bølgeenergi til å knuse skallene. Skjellsand finner en gjerne på lesiden av holmer og i strømrrike sund.

Norge er et av få land som har store skjellsandforekomster, og vi har dermed et spesielt ansvar for å forvalte dem riktig. Skjellsand har en økologisk funksjon som habitat for kamskjell, men generelt har vi dårlig kunnskap om hvilke arter som finnes i skjellsand eller som lever tilknyttet dette habitatet. Skjellsand har blitt dannet over en periode på ca. 10 000 år, helt siden siste istid. Skjellsand dannes fortsatt i mange områder, men på grunn av den lave akkumulasjonsraten (0,3–1,0 mm per år), betraktes skjellsand som ikke-fornybar ressurs.



Figur 10. Kamskjell på skjellsand (foto: Havforskningsinstituttet)

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Vi har i dag liten kunnskap om hvordan matfiskanlegg påvirker skjellsandområder. Faunaen i skjellsand påvirkes mest sannsynlig av utslipp av organiske partikler, på samme måte som faunaen i bløtbunn. En sammenligning av fauna i skjellsand fra fjernpunktene i MOM C-undersøkelser med fauna fra bløtbunn viser at artssammensetningen er forskjellig og at man finner langt færre individ i skjellsand (HI, upubliserte data), noe som kan være årsaken til at skjellsandlokaliteter ofte kommer ut med en dårligere økologisk miljøtilstand enn bløtbunnlokaliteter.

Som en del av prosjektet ERA (HI, UiO mfl.) undersøkes effekten av havbruk på faunaen i skjellsand, på grunn hardbunn og blandingsbunn. Prosjektet foregår på Frøya og Smøla som har mange oppdrettslokaliteter i skjellsandområder og de første resultatene fra dette prosjektet forventes publisert i løpet av 2016-2017.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

Ved en gjennomgang av de skjellsandområdene som er kartlagt og innlagt i Naturbase per dags dato, finner vi flest matfiskanlegg i skjellsandområder i Lofoten og på Vikna (Nordland), rundt Hitra og Frøya (Sør-Trøndelag) og et mindre antall anlegg i ytre deler av Hordaland og Rogaland.

Kunnskapsmangel

Pågående forskning vil gi bedre kunnskap om effektene av oppdrettsanlegg i skjellsandområder slik at overvåkning og miljøindikatorer kan optimaliseres for å passe dette habitatet.

2.6. Poller og sterke tidevannsstrømmer

Poller (figur 11) er marine brakkvannsområder med en sterk innsnevring og en grunn terskel med et markert basseng innenfor terskelen. Pollene er oftest kombinert med sterke tidevannsstrømmer inn og ut av de trange sundene. Man finner ofte en spesiell flora og fauna i poller, fordi de hydrografiske forholdene skiller seg fra kystområdet utenfor pollen. Her er det ofte høyere temperaturer enn områdene rundt, og mange varmekjære arter kan finnes her. Kaldtvannspoller har et lag med svært kaldt vann på bunnen, der kaldtvannsarter man ikke ellers finner i området rundt, trives. I noen poller kan man finne arter som har overlevd der siden man hadde et annet klima i området (relikter). Poller er voksested for flere truede og sårbare brakkvannsarter, deriblant flere kransalgearter.

Sterke tidevannsstrømmer oppstår der mye vann trengs gjennom en smal passasje, for eksempel inn til poller eller landavgrensede fjorder. Strømmen drives av tidevannet, og derfor finnes ikke naturtypen på Sørvestlandet, der det er liten forskjell på flo og fjære. I slike trange sund finner vi ofte en særpreget fauna og flora, kanskje ikke så artsrik, men preget av store tettheter av arter som er tilpasset slik sterk strøm. I noen slike sund kan man finne grunne forekomster av arter som normalt lever på dypere vann, slik som for eksempel bløtkorallene i Kjerringsundet (Møre og Romsdal). Slike tidevannsstrømmer er gjerne isfrie om vinteren og lite materiale sedimenteres her.

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Poller er særlig utsatt for menneskelig aktivitet og tåler mindre belastning i form av næringssalter og organiske utslipp enn åpne kystområder. Sterke tidevannsstrømmer i åpne sund er mindre utsatt for påvirkning fra matfiskanlegg fordi lite organisk materiale vil sedimentere.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

Poller er i dag lite påvirket av oppdrett, lokaliteter i poller er lite egnede for matfiskanlegg. Ved en gjennomgang av naturtypens forekomst i Naturbase ser vi at det ligger noen settefiskanlegg og et lite stamfiskanlegg i poller i Hordaland (tabell 4). Det ligger også noen settefiskanlegg i områder med sterke tidevannsstrømmer. I Innerfolda i Nord-Trøndelag ligger det tre middels store anlegg i et område med sterke tidevannsstrømmer. Dette er et stort område, nærmest en fjord som har et fjordavsnitt innerst med lave oksygenforhold.

Tabell 4. Poller og sterke tidevannsstrømmer som har oppdrettsvirksomhet (data fra Fiskeridirektoratet og Naturbase).

Naturtype	Område	Oppdrettsvirksomhet
Poll	Lygrepollen, Hordaland	Stamfiskanlegg 445 tonn
Poll/tidevannstrøm	Dåfjorden, Hordaland	Settefiskanlegg
Poll	Roslandspollen, Hordaland	Settefiskanlegg
Tidevannsstrømmer	Åfjorden, Sør-Trøndelag	Settefiskanlegg
Tidevannsstrømmer	Røyklibotn, Nord-Trøndelag	Settefiskanlegg
Tidevannsstrømmer	Innerfolda, Nord-Trøndelag	Matfiskanlegg 8580 tonn
Tidevannsstrømmer	Grovfjorden; Nordland	Settefisk



Figur 11. Tjongspollen på Bømlo, Hordaland (kart fra Gule sider).

Konsekvensvurdering og overvåkning

Poller er artsrike områder som trolig er svært sensitive for utslipp fra oppdrett, men påvirkes i dag lite av akvakultur. Ved å ha best mulige renseteknologi på settefiskanlegg og føre restutslippet ut av pollen vil man redusere risikoen for påvirkning.

Kunnskapsmangel

Vi mangler kunnskap om hvordan den spesielle floraen og faunaen i sterke tidevannstrømmer påvirkes av utslipp fra oppdrettsanlegg.

Fjord og kil

En fjord er en lang og smal havinnbuktning som er dypere innenfor en markert terskel nær munningen. En fjord har derfor begrenset utskifting av bunnvannet. Fjorder er en naturtype som er karakteristisk for Norge, men som det ikke finnes så mye av andre steder i verden. Fjorder er dannet ved at isen under istidene har gravd i landskapet og er derfor knyttet til høye breddegrader på jordkloden. En kil eller havbukt er smal og grunn og ikke glasialt overfordypet, det vil si som mangler markert terskel og derfor har en mer eller mindre jevnt økende dybde utover mot munningen slik at bunnvannet skiftes ut regelmessig.

Naturtypene fjord og kil er på den Norske rødlisten for Naturtyper 2011 vurdert til status DD, det vil si datamangel. Vurderingen er gjort på bakgrunn av at en rekke fjorder har kostholdsråd på grunn av miljøgifter i sedimentene, men man mangler sammenstillende data for å vurdere hvor store områder som er berørt av forurensning (Lindgaard & Henriksen 2011). På grunn av restriksjoner på utslipp fra industri og befolkning har det vært en bedring i nivåene av miljøgifter i norske kystområder, men gamle miljøsynder fører til at mange fjorder fremdeles har for høye nivåer (www.miljostatus.no).

To fjordnaturtyper er listet i DN's håndbok for kartlegging av marine naturtyper:

Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet: Noen fjorder har naturlig et oksygenfritt lag på bunnen og ingen dyr kan leve her, derfor kan sedimentene i slike fjorder være urørt og kan gi verdifull informasjon om fjordens fortid. I noen fjorder kan bunnvannet i bassengene være permanent

oksygenfritt, mens i andre kan det være oksygenfritt i deler av året eller ha vannutskiftning bare enkelte år. Vi finner flest fjorder med naturlig oksygenmangel i Skagerrak og på Vestlandet (Anon 2007). Alle undersjøiske basseng der bunnvannet i perioder har et oksygeninnhold lavere enn 2 ml/l regnes inn under naturtypen.

Spesielt dype fjordområder:

Naturtypen defineres som fjorder som har basseng med større dyp enn 500 meter. Fjordtypen er viktig fordi man i slike dype bassenger ofte finner et spesielt artssamfunn. Man kan finne oseaniske arter som har isolerte populasjoner i dype fjorder. Blant de største dype fjordene finner man Hardangerfjorden og Sognefjorden. Tysfjorden (Nordland) er den dypeste fjorden i Nord-Norge. Andre dype fjorder er Fensfjorden (Hordaland), Lustrafjorden og Aurlandsfjorden (Sogn og Fjordane), Trondhjemsfjorden (Sør-Trøndelag) og Bindalsfjorden (Nordland) (Anon 2007). Naturtypen er registrert på basis av sjøkart og Norsk Fjordkatalog (Anon 1999b).

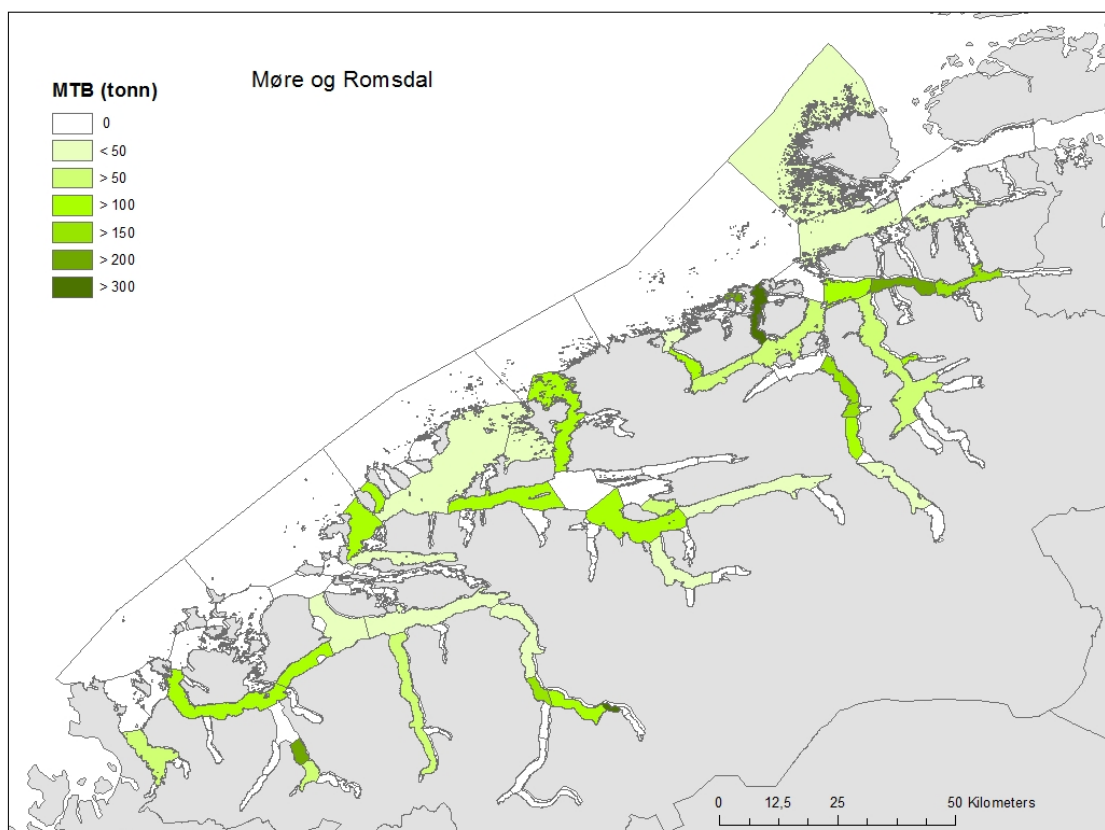
Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Vi har relativt god kunnskap om hvordan livet i fjordene påvirkes av utslipp fra matfiskanlegg. Strømforholdene er ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i merddypet, mens det ofte er lite vannbevegelse i dypere vannlag. Dette er i motsetning til anlegg som ligger ute på kysten, der det er strøm i hele vannsøylen. Fjordlokaliteter er derfor mer utsatt for overbelastning. På strømsvake lokaliteter faller det organiske materiale mer eller mindre rett til bunns, og et lite område rundt anlegget vil bli kraftig påvirket. Slike lokaliteter ligger ofte med god strøm i overflaten, men får en dårlig miljøtilstand ved bunnundersøkelser fordi faunasamfunnene er overbelastet, man får oksygensvikt i sedimentene og utvikling av giftige gasser. Ved anlegg med bedre bunnstrøm vil materialet spre seg mer utover fra anlegget og man får en lavere grad av bunnpåvirkning over et større område (Valdemarsen mfl. 2012). Mange anlegg i fjorder ligger over bratte bergvegger. Her er det ikke lett å få tatt bunnprøver av sedimenter ved hjelp av grabb, og miljøundersøkelsene (MOM B, MOM C) som utføres ved anleggene er ikke godt tilpasset denne harde bunntypen. Slike bratte fjordvegger har gjerne et artsrikt dyresamfunn bestående av svamper, koraller, muslinger og andre filtrerende dyr. Undersøkelser av hardbunn ved anlegg i Hardangerfjorden viser at nær anlegget (<200 meter) forsvinner alle fastsittende dyr og blir erstattet av spesialiserte børstemakker som spiser det organiske materialet som faller ned (Hansen mfl. 2008). Avhengig av vannutskiftning i fjorden og hvor mye fisk som produseres der, kan man også få regionale eutrofieringseffekter og påvirkning på de dype akkumulasjonsområdene i en fjord. Det vil si at man har så høye utslipp av næringssalter i en fjord med dårlig vannutskiftning at man får forhøyet produksjon av planteplankton. OSPAR definerer eutrofi som 50 % økning i planteplanktonproduksjonen. En slik økt planktonproduksjon vil bli fulgt av et økt nedfall av organisk materiale (Anon 2011). I tillegg til en slik klassisk overgjødslingssituasjon kan utslipp av så store mengder organisk materiale at dyresamfunnene på bunn ikke klarer å omsette stoffet, føre akkumulasjon av organisk materiale i dypbassengene, oksygensvikt i bunnvannet og dårlig miljøkvalitet (Svåsand mfl. 2015 og referanser i denne).

Ved tette etableringer av matfiskanlegg i fjorder kan påvirkningssonene langs de bratte fjellsidene ligge så tett i hverandre at man nesten får et sammenhengende område som er påvirket. Vi har liten kunnskap om hvordan en slik akkumulert påvirkning på for eksempel filtrerende organismer, som har en viktig funksjon i å rense vannet for partikler, påvirker økosystemtjenestene i en fjord.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

Med unntak av 29 nasjonale laksefjorder (<http://www.miljostatus.no/tema/ferskvann/laks/nasjonale-laksevassdrag-og-laksefjorder/>) er det i dag matfiskproduksjon i de fleste norske fjorder mellom Jæren og grensa mot Russland. Kun to større fjordsystem, Balsfjorden og Ullsfjorden i Troms, har ikke matfiskanlegg. Mengden fisk som produseres i hver fjord vil variere mye langs kysten vår og også fra år til år. Oppdrettstrykket i en fjord over tid kan visualiseres gjennom å regne ut biomasse (MTB, maksimal tillatt biomasse) fordelt på sjøareal (km²), for å kunne identifisere hvor det kan være risiko for overbelastning av miljøet i fjorden. Figur 12 viser et eksempel på et slikt biomassekart for Møre og Romsdal, der MTB er angitt per sjøareal i hver vannforekomst. Her må man ta forbehold om at produksjonen vanligvis vil være lavere fordi utnyttelsesgraden er lavere enn MTB tilsier. Bildet kan dermed bli feilaktig for svært små vannforekomster som bare har ett anlegg liggende, og kanskje har god vannutskiftning og miljøkvalitet. Tilsvarende kart for de andre fylkene finnes i Risikovurdering for norsk fiskeoppdrett (Vedlegg 1, Svåsand mfl. 2015). Fjordområder med et reelt høyt oppdrettstrykk kan være i risiko for overbelastning, men tålegrensene for en fjord kan variere med faktorer som vannutskiftning og topografi. Vi mangler generell kunnskap om hvor stor oppdrettsvirksomhet fjordene våre tåler før det gir seg utslag i dårlig miljøkvalitet i bunnfauna og oksygenforhold.



Figur 12. En oversikt over produksjonen av laks og regnbueørret uttrykt som maksimal tillatt stående biomasse (MTB) på hver lokalitet i forhold til sjøarealet (km²) i hver vannforekomst langs kysten av Møre og Romsdal. (Data fra Fiskeridirektoratet).

Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold

Norske fjorder kan ha svært varierende utskiftning av bunnvannet. Mange av dem kan ha naturlig lave verdier av oksygen i perioder selv om det ikke kommer så lavt at fjorden klassifiseres under naturtypen fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold. Slike fjorder tåler sannsynligvis mindre organisk belastning enn fjorder som alltid har bra oksygenforhold. Fjorder med et naturlig lavt oksygeninnhold (< 2 ml/l) er dårlig egnede for oppdrettslokaliteter, da det ikke finnes bunndyr som kan ta hånd om de organiske utslippene fra anlegget. Per i dag ligger det ingen oppdretts- eller settefiskanlegg i slike fjorder.

Særlig dype fjorder

Mange av fjordene med fiskeoppdrett har dypere bassenger enn 500 meter og klassifiseres dermed som særlig dype fjorder. Tabell 5 gir en oversikt over alle fjorder (vannforekomster) med bassenger som er dypere enn 500 meter og oppdrettstrykket i hver enkelt fjord uttrykt som biomasse (MTB, maksimal tillatt biomasse, laks og ørret) fordelt på sjøareal (km²). Akvakulturanlegg med andre arter er ikke tatt med i denne vurderingen da det kun dreier seg om et fåtall anlegg i drift. Vi finner flest dype fjorder i Nordland, Møre og Romsdal, Sogn og Fjordane og Hordaland. I Rogaland finnes tre dype fjorder med akvakulturanlegg, og i Sør-Trøndelag er det bare Trondheimsfjorden som er så dyp. I Nord-Trøndelag, Troms og Finnmark finner vi ingen fjorder med basseng dypere enn 500 meter. Av fjordene som er verdisatt som A- områder (svært viktig) med dyp på mer enn 700 meter, er det kun akvakultur i Vindafjorden (Rogaland), Samlafjorden (Hordaland), Bindalsfjorden og Tysfjorden i Nordland.

Konsekvensvurdering og overvåkning

Miljødata fra norske fjorder er mangelfulle. Rogaland er det fylket som har mest miljødata fra overvåkingen som ble igangsatt i 2011 (Torvanger mfl. 2014). Overvåkning av Hordaland startet i 2013 (Johnsen mfl. 2014, Eilertsen mfl. 2014) og i tillegg overvåkes det på stasjoner i enkelte fjordområder gjennom ØKOKYST-programmet i regi av Miljødirektoratet (<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervaking/Hav-og-kyst/Okostemovervaking-i-kystvann/>). En særlig overvåkning av fjorder som kan være i risiko for overbelastning på grunn av høy matfiskproduksjon kan være fornuftig der slik overvåkning ikke foregår i dag. En slik overvåkning bør suppleres av sporingsverktøy som f.eks. fettsyrer og stabile isotoper for å kunne avgjøre hva som forårsaker en eventuell dårlig miljøkvalitet.

Vi har per i dag ikke nok data til å kunne gjøre en samlet konsekvensvurdering for særlig dype fjorder.

Kunnskapsmangel

Vi mangler kunnskap om tålegrensene for fjorder som er i risiko for overbelastning. Videre trenger vi mer kunnskap om kumulerte effekter av flere anlegg og langtidsvirkninger av utslipp i dype fjorder.

Tabell 5. Oppdrettstrykk uttrykt som biomasse/tonn (MTB, maksimal tillatt biomasse, laks og ørret) fordelt på sjøareal (km²) i særlig dype fjorder/vannforekomster (dyp > 500 meter) i Norge (data fra Fiskeridirektoratet og Vann-nett). Særlig dype fjorder verdisettes som: A - svært viktig, fjordområder med dyp > 700 m, B- viktig, fjordområder med dyp i intervallet 500-700 m (Anon 2007).

	Dyp	Tonn fisk/km ²
Rogaland		
Jøsenfjorden	650 m	230
Hylsfjorden	502 m	77
Vindafjorden	707 m	304
Hordaland		
Husnesfjorden	503 m	89
Kvinnheradsfjorden	656 m	138
Sildafjorden	667 m	222
Samlafjorden	852 m	59
Utnefjorden	717 m	0
Eidfjorden	586 m	0
Osterfjorden	645 m	132
Austfjorden	687 m	299
Fensfjorden	536 m	28
Sogn og Fjordane		
Sognesjøen	518 m	54
Sognefjorden	1271 m	0
Rekstafjorden	545 m	0
Nordfjord Ytre	578 m	344
Nordfjord Indre	583 m	200
Isefjorden	508 m	64
Eidsfjorden	561 m	0
Møre og Romsdal		
Hallefjorden/Rovdefjorden	546 m	168
Voldsfjorden Ytre	686 m	284
Voldsfjorden Midtre	585 m	289
Storfjorden Ytre	593 m	22
Storfjorden indre	682 m	43
Storfjorden ved Stranda	592 m	221
Halsafjorden/Trongfjorden	534 m	87
Sør-Trøndelag		
Trondheimsfjorden	565 m	0
Nord-Trøndelag		
Ingen		
Nordland		
Øyfjorden	553 m	184
Tosen	552 m	60
Bindalsfjorden	737 m	135
Røingen	563 m	93
Ursfjorden	540 m	92
Ranfjorden	525 m	0
Sjona Indre	622 m	99
Skjærstadfjorden	522 m	27
Sørfolda Ytre	568 m	104
Mørsvikfjorden	523 m	483
Tysfjorden	725 m	113
Ofotfjorden	544 m	42
Troms		
Ingen		
Finnmark		
Ingen		

3. EFFEKTER PÅ NØKKELOMRÅDER FOR SPESIELLE ARTER OG BESTANDER

Med nøkkelområder menes her områder som er spesielt viktige for spesielle arter.

3.1. Østersområder

Europeisk flatøsters (*Ostrea edulis*) er i den nye rødlista (2015) vurdert til NT (nær truet) og har dermed endret status fra EN (sterkt truet) i 2011. Årsaken er at man i Skagerrak har sett et oppsving i populasjonene de seinere år, sannsynligvis forårsaket av gunstige sommertemperaturer. De største bestandene av flatøsters finnes i Skagerrak, med sporadiske funn i vestlandsfylkene, ofte i varme poller. Habitat for flatøsters anses derfor i liten grad å være berørt av utslipp fra akvakultur.

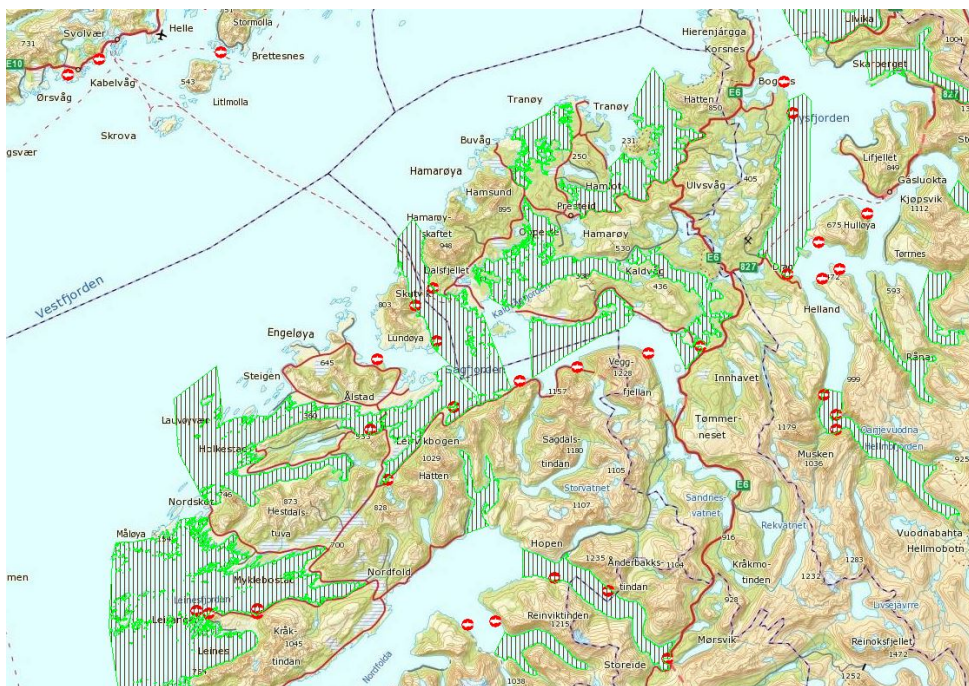
3.2. Gyteområder for torsk

Torsk gyter om våren langs kysten og inne i fjorder. Torsk langs norskekysten utgjøres av flere bestandskomponenter, nordøstarktisk torsk (skrei), torsk fra Nordsjøen og Skagerrak og kysttorsk. Kysttorsken er trolig både lokal fjordtorsk og innslag av vandrende kysttorsk (banktorsk). Det er genetiske forskjeller langs kysten, blant annet ser det ut til at kysttorsk nord og sør for Trondheimsfjorden danner to klart genetisk atskilte grupper (Johansen mfl. 2009). På Sørlandet er det også påvist en finskala bestandsstruktur hos torsk over korte avstander (Knutsen mfl. 2011).

Skreien gyter flekkvis langs kysten fra Nordvestlandet til Finnmark (Sundby mfl. 2013). Tidvis har det vært registrert gyting helt sør til Sotra, men sjelden. Gytefeltene er geografisk definerte og avgrensede, men betydningen av de ulike feltene varierer fra år til år. Det er derfor sannsynlig at skreien også gyter i en del fjorder fra Nordland til Finnmark, men dette bør verifiseres.

Kysttorsken gyter både inne i fjordene og i skjærgården. I fjordene velger den beskyttede områder, ofte innerst i fjordarmene, i poller, våger eller bukter, hvor gytingen foregår typisk på 20–60 m dyp. Langs kysten benyttes havbukter, men også mer beskyttede lokaliteter blant øyer, holmer og sund i dette området.

Gyteområdene (figur 13) er kartlagt gjennom intervjuer med fiskere, og i tillegg gjennomfører Havforskningsinstituttet eggundersøkelser (Espeland mfl. 2013). Her angis en bestands gytefelt som området hvor hoveddelen av avkommet befinner seg i den planktoniske fasen, og vil derfor være større enn området hvor gytende fisk fanges. Resultatene fra begge kan hentes fra Fiskeridirektoratets kart. Gyteområdene er svært omfattende og sammenfaller til dels med oppdrettsaktivitet langs hele kysten.



Figur 13. Oppdrettsanlegg og gytefelt i Nordland (data fra Fiskeridirektoratet).

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Oppdrettsanlegg kan fysisk, eller ved at utslipp fra anlegg, forhindrer torsk fra å oppsøke gyteområdene, slik at disse blir utilgjengelige. Lokale torskestammer er svært trofaste til sin gytegrunne, og at de har en sterk "homing"-atferd (Skjæraasen mfl. 2011). Torsken i fjordene og langs kysten kan være svært stedbunden, spesielt ungfisken (Løversen 1946), mens eldre og større torsk ser ut til å vandre mer i større beiteområder (Jakobsen 1987). Det er ikke kjent om det er variasjon i dette mønsteret langs kysten. Utenom gytetiden trekker fisken bort fra gytegrunnene, og for nordsjøtorsk er det vist at den trekker til kaldere vann for perioder i året, men returnerer når den er klar for å gyte (Neat & Righton 2007).

Finskala genetiske forskjeller kan oppstå ved at egg og larver fra et gyteområde holdes tilbake i gyteområdet og de nærliggende farvannene (retensjon). Retensjon av torskeegg i terskelfjorder på Sørlandet er påvist (Knutsen mfl. 2007; Ciannelli mfl. 2010). Modellstudier har indikert at skreiegg som er gytt ute i havet driver nordover langs kysten, at egg fra kysttorsken hadde en viss utveksling mellom gyteområdene i skjærgården, og at fjordtorskens egg hadde høyest retensjon på gytefeltene inne i fjordene (Myksvoll mfl. 2013).

Oppdrettsanlegg kan også fysisk, eller ved utslipp fra anlegg, forhindre selve gytingen. Torskens gyteatferd involverer parvalg (Nordeide & Folstad 2000; Windle & Rose 2007), kurtise og gyteatferd (Brawn 1961). Dette inkluderer at en aggressiv hann gjør krav på territorium, som hunnen oppsøker og initierer en sekvens som leder til gyting. Gytingen fullføres ved at paret svømmer oppover i en spiral, før de på toppen av denne spiralbevegelsen faktisk gyter (Brawn 1961; Hutchings mfl. 1999). Det er observert en vertikal segregering av kjønnene under gytesesongen (Morgan & Trippel 1996). Hanner og hunner er i tillegg trolig adskilt horisontalt på gytegrunnene, hvor en antar at hunnene oppsøker de hanndominerte aggregeringene bare når de er klar for å gyte (Windle & Rose 2006). Torsk gyter normalt hver annen eller tredje dag, over et tidsrom på opptil 4–5 uker.

I laboratorieforsøk er det vist at en andel av torsk unngikk vann fra en tank med laks, og at responsen uteble når torskens luktorgan var blokkert, noe som indikerer at effekten kan knyttes til fiskens luktesans (Sæther mfl. 2007). I et oppfølgende feltforsøk i Øksfjord ble atferd hos torsk med intakt og blokkert luktorgan undersøkt. Merket torsk overført til de indre områdene av fjorden unngikk

ikke oppdrettsanleggene, mens merket torsk satt ut igjen i den ytre delen av fjorden ikke svømte inn til oppdrettsanleggene. Ut ifra atferden til de to gruppene kunne det ikke trekkes noen endelig konklusjon (Bjørn mfl. 2009), fordi det var liten forskjell i atferd mellom intakt og luktblokkert fisk. Det finnes ikke noen kjente studier av effekten av lusemidler eller andre fremmedstoffer på gyteadferd, egg og larver.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg

En stor del av dagens anlegg ligger plassert i gyteområder for torsk langs hele kysten fra Rogaland til Finnmark, men det er ikke dokumentert at tilstedeværelse av oppdrettsanlegg påvirker gytevandring eller gyteatferd. Den geografiske lokaliseringen av gytegrunner er antatt å være assosiert med forhold som maksimerer overlevelse og tilpasning ("fitness"). For lokale bestander ser det ut til at gytegrunnene er lokalisert slik at avkommet holdes tilbake i det samme området (Hutchings mfl. 1993). Dette betyr at lokaliseringen av gytegrunnene ikke er tilfeldig, og om en gytegrunne av en eller annen årsak skulle bli utilgjengelig, er det ikke gitt at det finnes passende habitater i nærheten.

Kunnskapsmangel

Vi mangler generell kunnskap om hvordan gyteområder påvirkes av utslipp av organisk materiale fra matfiskanlegg og hvordan egg, larver og juvenile fisk kan påvirkes av utslipp av lusemidler. Det er derfor ikke mulig å gjøre en konsekvensvurdering av påvirkning på gytefelt.

Pågående forskning: Havforskningsinstituttet starter i 2016 opp et 5 årig prosjekt i samarbeid med fiskeriorganisasjoner og akvakulturnæringen, der man vil undersøke effekten av å plassere ett nytt anlegg i et gyteområde for torsk ved Smøla, Sør-Trøndelag. Videre pågår det forsøk med effekter av lusemidler på torskeegg og larver.

3.3. Større kamskjellforekomster

Stort kamskjell *Pecten maximus* og haneskjell *Chlamys islandica*

Store kamskjellforekomster representerer en naturtype med sterk kobling mellom miljøet i vannsøylen og produksjonen på bunnen. Artene stort kamskjell og haneskjell (Figur 14) har begge en flekkvis fordeling over store bunnområder, og størrelsen på skjellbankene varierer med hydrografi og bunntopografi. Stort kamskjell (*Pecten maximus*) finnes ned til mer enn 100 m dyp, men de største forekomstene finner man fra 5–50 m dyp. Kamskjellet foretrekker strømrrike områder med skjellsand som substrat, men finnes i områder med alt fra fin sand til grov grus, med eller uten innblanding av mudder. Arten er utbredt i Norge fra Skagerrak i sør til Lofoten i nord. Trøndelagsfylkene og Nordland har de største bestandene, men også i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane finnes det regionalt store bestander. Generelt finnes de største og mest stabile bestandene i ytre kyststrøk. I områder som er påvirket av ferskvann og brakkevann (fjorder og Skagerrak) er forekomstene mer ustabile. Haneskjellet (*Chlamys islandica*) er en subarktisk art som finnes på stein-, grus- og sandbunn fra 5 ned til 250 meters dyp, men de største forekomstene finnes på <100 m dyp. De lever i områder med vanntemperatur på -1,5–9,5°C. Utbredelsen av haneskjell langs norskekysten går fra Vestfjorden i Nordland til Varangerfjorden i Finnmark. Troms og Finnmark har de største bestandene. Sør for Vestfjorden finnes en rekke små relikte populasjoner fra Nordland til Rogaland.



Figur 14. Kamskjell (til venstre) og haneskjell til høyre (Foto: Havforskningsinstituttet, Ellen Sofie Grefsrud).

Er naturtypen kartlagt på norskekysten?

Både stort kamskjell og haneskjell kartlegges i prosjektet «Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av marint biologisk mangfold» som ledes av Miljødirektoratet der Havforskningsinstituttet, Norges geologiske undersøkelse og Norsk institutt for vannforskning gjennomfører kartlegging i felt. Per 31.12.2015 er stort kamskjell ferdig kartlagt i Rogaland, Hordaland, Sør Trøndelag, Nord Trøndelag og Nordland. I 2016 vil Sogn og Fjordane bli kartlagt. Fylkene sør for Rogaland blir ikke kartlagt da det ikke finnes større forekomster av stort kamskjell i disse områdene. Fylkene nord for Nordland blir ikke kartlagt da stort kamskjell har sin nordligste utbredelse i Lofoten, Nordland. Per 31.12.2015 er haneskjell kartlagt i Troms. I 2016 starter kartleggingen i Finnmark og den vil pågå frem mot 2020. Haneskjell kartlegges ikke i fylkene sør for Troms da det ikke finnes større forekomster av haneskjell i disse områdene.

Både stort kamskjell og haneskjell kartlegges ved hjelp av videoslede. Videoopptakene blir analysert og basert på disse gjøres det en vurdering basert på gitte kriterier for verdisetting av naturtypen. Verdien av forekomsten settes til A, B eller C, der områdene som får verdien A eller B meldes inn til Naturbase. Mer informasjon om prosjektet og hvilke naturtyper som kartlegges finnes i Håndbok 19-2001 (revidert 2007).

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Det finnes ingen informasjon om i hvilken grad naturlige forekomster av stort kamskjell eller haneskjell påvirkes av utslipp fra oppdrettsanlegg. Vi vet at stort kamskjell lever i områder der oppdrettsanlegg er lokalisert, mens det i liten grad er overlapp mellom dagens plassering av oppdrettsanlegg og forekomster av haneskjell siden skjellene lever i kaldere vannmasser enn det som er optimalt for laks og ørret. I 1998 ble det gjennomført et samarbeidsprosjekt på oppdrag fra Hydro Seafood / Norges forskningsråd der man undersøkte mulighetene for samlokalisering av oppdrett av laks og stort kamskjell (Nordtug 1998). Funnene gjort i dette prosjektet samt resultater fra internasjonal forskning oppsummeres i de neste avsnittene.

Både stort kamskjell og haneskjell er filterfødere. Det vil si at de filtrerer og spiser partikler fra vannmassene. Kamskjell foretrekker i utgangspunktet mikroalger som føde, men filtrerer også ut andre partikler, teoretisk sett også organiske partikler fra oppdrettsanlegg. Nortug (1998) fant ingen signifikant effekt verken i vekst, glukoseinnhold eller fyllingsgrad hos stort kamskjell som ble plassert både nedstrøms og oppstrøms for et oppdrettsanlegg. Per i dag finnes det ikke kunnskap om kamskjell tar opp organiske partikler fra oppdrettsanlegg, men i prosjektet «Environmental responses to organic and inorganic effluents from fin-fish Aquaculture» ledet av Havforskningsinstituttet vil det

gjennomføres undersøkelser på stort kamskjell (voksne individer) som kan gi mer kunnskap om dette. For haneskjell er det ikke planlagt lignende undersøkelser.

Nordtug (1998) undersøkte effekten av lusemidlene Nuvan 500 (Dichlorvos), Excis (Cypermethrin) og Salmosan (Azamethiphos) på 2–4 cm store individer av stort kamskjell. Det var ingen synlig effekt på kamskjellene i eksponeringsfasen. Behandlingen ga heller ingen dødelighet eller synlig endring av atferden de første to ukene etter eksponering. Utskillelsen av Nuvan 500 og Salmosan gikk svært raskt og stoffene var ikke lenger målbare 2–3 timer etter at stoffene ble skylt ut av vannet. Excis ga ikke samme raske utskillelse, men i rapporten stilles det spørsmål rundt analysemetodikken. Det anbefales å gjøre nye undersøkelser for å kunne konkludere om Excis har lengre retensjonstid enn de to andre stoffene. Det er ikke gjort lignende undersøkelser på haneskjell.

Bivalver generelt og kamskjell især kan akkumulere miljøgifter og tungmetaller i høye konsentrasjoner. Selv i områder der det er liten påvirkning fra menneskeskapt forurensing, som i Arktis og Antarktis, finner man kamskjell med høyt innhold av miljøgifter (Mauri mfl. 1990, Berkman og Nigro 1992, Viarengo mfl. 1993, Stepnowski og Skwarzec 2000). Voksne individer av kamskjell har høy toleranse for blant annet tungmetaller og regnes derfor som verdifulle bioindikatorer for å måle og overvåke marin forurensing (Bustamante og Miramand 2004). Forsøk gjort i Valsfjorden i Bjugn kommune indikerte at notskifte kan føre til akutt kobberforgiftning hos stort kamskjell nær lakseanlegg, men generelt var kobberinnholdet i kamskjell nær oppdrettsanlegg (10–15 m fra nøtene) lavt (Nordtug 1998).

Når det gjelder kamskjellarver er bildet et annet. Forskning viser at tungmetaller, blant annet kobber, tas opp av mikroalger og bakterier som igjen spises av andre organismer, deriblant kamskjellarver. Forsøk gjort på Chilenske kamskjell (*Argopecten purpuratus*) viser at når kamskjellarver spiser mikroalger med høyt innhold av kobber blir kobberet akkumulert i larven og gir økt dødelighet (Edding & Tala 1996) og at kamskjellarvene akkumulerte kobber når de spiste *Vibrio* bakterier som inneholdt kopper (Zapata mfl. 2009). Det er gjort forsøk på larver av stort kamskjell på 1980-tallet som viste at disse larvene var mindre sensitive sammenlignet med lignende studier på andre bivalve larver (Beaumont mfl. 1987). Det er ikke gjort tilsvarende studier på haneskjellarver.

I hvilken grad blir naturtypen påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg

Forekomster av kamskjell i nærheten av oppdrettsanlegg vil eksponeres for det som slippes ut fra anlegget. I larvefasen (i hovedsak juni–oktober) vil kamskjellarvene påvirkes av utslipp i hele vannsøylen, mens de voksne skjellene som ligger på bunnen vil i hovedsak eksponeres for partikler som synker ned. Basert på eksisterende kunnskap om kamskjellens evne til å ta opp tungmetaller og andre miljøgifter vil eventuelle utslipp fra oppdrettsanlegg kunne spores i kamskjellene som lever i nærheten av anlegg. Nordtug (1998) rapporterte at det ikke var høy dødelighet knyttet til samlokalisering av stort kamskjell nær oppdrettsanlegg. Det ble ikke gjort undersøkelser på overlevelse av de naturlige bestandene av kamskjell i nærheten av oppdrettsanlegget, så resultatene kan ikke uten videre overføres til å gjelde kamskjell i en større skala. Det er ikke gjort noen undersøkelser spesifikt knyttet til rekruttering eller økt dødelighet av kamskjell i nærheten av oppdrettsanlegg, men forskning viser at kamskjellarver er sårbare for endringer i vannkvaliteten. Det er behov for å undersøke om utslipp fra oppdrettsanlegg påvirker rekrutteringspotensialet i de naturlige kamskjellbestandene.

Konsekvensvurdering og overvåkning

Det bør gjøres systematisk prøvetaking over flere år i tilknytning oppdrettsanlegg for å kunne si noe om mulige effekter av utslipp fra oppdrettsanlegg kan ha på naturlige kamskjellbestander. Parametere man kan se på er alderssammensetning, vekst, tetthet av individer, helsetilstand og innhold av miljøgifter og tungmetaller i bløtvev og skall. Tatt i betraktning endringene vi ser i klima med økt

havtemperatur i tillegg til økt havforsuring vil det være av interesse å finne ut om disse endringene også påvirker sensitiviteten i kamskjellarvene med hensyn til effekt av miljøgifter og tungmetaller fra oppdrettsanlegg. Det bør også undersøkes om avlusningsmidler, i første rekke bademidler, påvirker overlevelsen til kamskjellarver både akutt og over tid. På grunn av manglende kunnskap om i hvilken grad naturtypen påvirkes av oppdrettsanlegg er et ikke mulig å gjøre noen konsekvensvurdering av dette.

Kunnskapsmangel

Effekter av organiske partikler på stort kamskjell og haneskjell (kamskjellarver og bunnslåtte individer).

Effekter på rekruttering av stort kamskjell og haneskjell i naturlige bestander i områder med oppdrettsanlegg.

Effekter av avlusningsmidler på haneskjell og stort kamskjell (kamskjellarver og bunnslåtte individer). Samlede effekter av flere stressfaktorer, f. eks organiske partikler, tungmetaller og/eller lusemidler i kombinasjon med økt temperatur og/eller havforsuring.

4. EFFEKTER PÅ RØDLISTA MARINE NATURTYPER

Rødlista marine dype naturtyper omfatter grisehalekorallbunn, kald havkildebunn, korallrev, korallskogbunn, muddervulkanbunn og varm havkildebunn (tabell 6) (Lindgaard & Henriksen 2011). Kun naturtypene korallrev og korallskogbunn vurderes i denne rapporten fordi de andre naturtypene ligger i områder som i dag ikke berøres av utslipp fra akvakultur. Grunne naturtyper med rødlistevurdering omfatter tareskogbunn, med undertypene sukkertareskogbunn i Skagerrak som er vurdert som sterkt truet og sukkertareskogbunn i Nordsjøen som er vurdert som sårbar (tabell 6). For potensielle effekter på tareskogbunn, fjord og kil, og kalkalgebunn, se under effekter på spesielle naturtyper i første del av rapporten.

Tabell 6. Oversikt over naturtyper med rødlistevurdering i Norsk Rødliste for naturtyper 2011. Kategorier: EX – forsvunnet, CR – kritisk truet, EN – sterkt truet, VU – sårbar, NT – nær truet, DD – datamangel.

Naturtype	Kategori
Korallrev	VU
Kald havkildebunn	DD
Muddervulkanbunn	VU
Varm havkildebunn	NT
Korallskogbunn	NT
Grisehalekorallbunn	VU
Fjord	DD
Kil	DD
Tareskogbunn	NT
Sukkertareskogbunn Skagerrak	EN
Sukkertareskogbunn Nordsjøen	VU
Kalkalgebunn	DD

4.1. Korallrev og korallskogbunn

Korallrev: Arten øyekorall (*Lophelia pertusa*) er den viktigste revbyggende dypvannskorallen i norske farvann (figur 15). Naturtypen har vid geografisk utbredelse og finnes over store deler av verden, men ingen andre steder er det registrert så mange rev som i Norge. Hovedforekomstene er på

norsk sokkel fra Mørkysten og nordover til Vest-Finnmark. I Skagerrak er det kjent tre større rev utenfor Hvaler som strekker seg inn på svensk område ved Koster.



Figur 15. Øyekorall *Lophelia pertusa* (Foto: Tina Kutti).

Korallskogbunn: Korallskogbunn er en hovedtype bestående av grunntypene korallskogshardbunn og korallskogtbløtbunn. Felles for disse er at de domineres av hornkoraller. Arealmessig dominerer korallskogshardbunn, der de dominerende artene er *Paragorgia arborea* og *Primnoa resedaeformis* (figur 16). Disse artene ses vanligvis på korallrev og på fjellsidene i bratte fjorder.

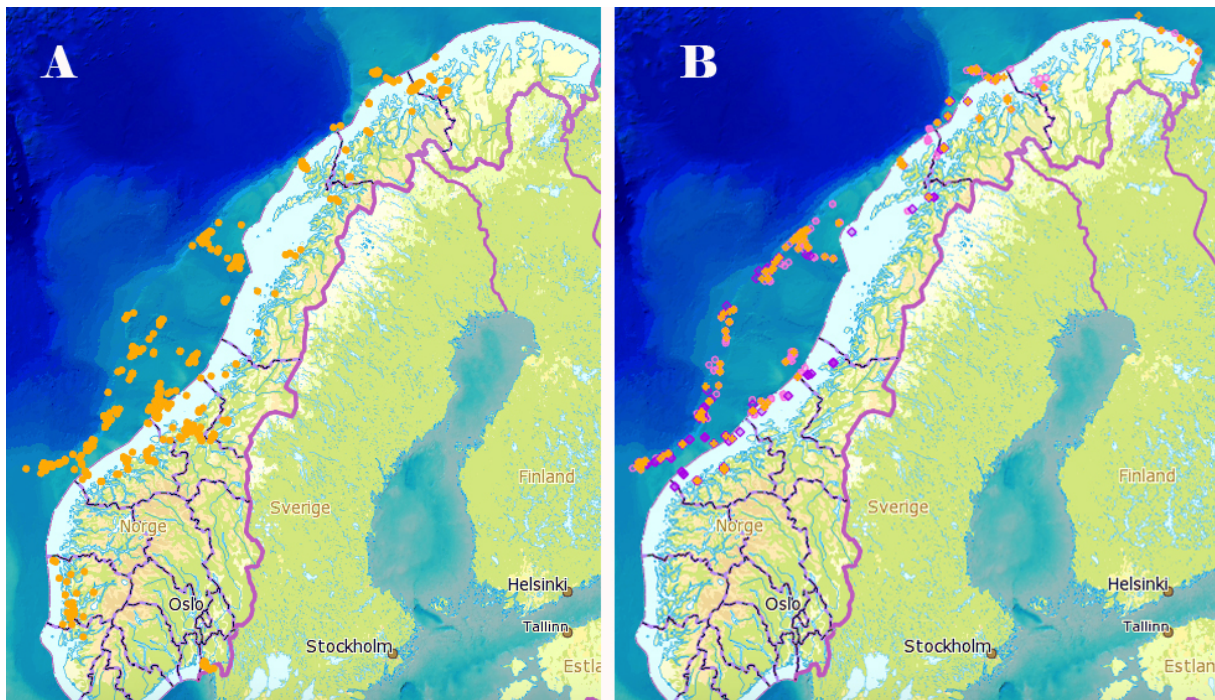
Korallskogtbløtbunn, med arter som *Isidella lofotensis* eller *Radicipes spp.*, kan forekomme både i fjorder og på sokkelen (se www.mareano.no).



Figur 16. *Paragorgia arborea* og *Primnoa resedaeformis* (Foto: Mareano, Havforskningsinstituttet).

Naturtypene korallrev og korallskogbunn har ikke blitt kartlagt i regi av prosjektet «Nasjonalt program for kartlegging og overvåkning av marint biologisk mangfold», Miljødirektoratet. Havforskningsinstituttet har dog siden slutten på 1990 tallet samlet inn og registrert kjente forekomster av *Lophelia pertusa* (figur 17). Denne databasen inneholdt i utgangspunktet gamle publiserte forekomster av arten og korallforekomster rapportert av fiskere. Under senere tid har databasen blitt komplettert med data fra Havforskningsinstituttets og Mareanos egne videoundersøkinger og data

samlet inn av oljeindustrien i forbindelse med kartlegging av sjøbunn ved prøveboringslokaliteter og etablering av nye trasser for rørledninger. Databasen inneholder i dag over 600 verifiserte forekomster av *Lophelia pertusa*. Databasen viser ikke helt den sanne distribusjonen av arten, men avhenger av hvor på sokkelen og i fjordene vi hatt aktivitet som har krevd ROV-undersøkelser eller som er blitt kartlagt av Mareano. I senere tid har Mareano tatt initiativ til at også forekomst av hornkoraller blir systematisk registrert i Havforskningsinstituttets database. Det dreier seg foreløpig om et fåtalls observasjoner og i hovedsak delen på sokkelen som er hovedfokusområde for Mareanos kartleggingsarbeid.



Figur 17. Kartet viser alle kjente dokumentasjonene av *Lophelia pertusa* i Norge. B Kartet viser alle kjente dokumentasjonene av hornkoraller i Norge. *Paragorgia arborea*, *Primnoa resedaeformis*, *Paramuricea placomus* (Kart og data fra Mareano/Havforskningsinstituttet).

Mulige effekter av utslipp fra oppdrettsanlegg

Det er kjent fra en rekke laboratorieforsøk at øyekorall *Lophelia pertusa* tåler sedimentering av uorganiske partikler relativt bra (Brooke mfl. 2009, Larsson mfl. 2013, Aller mfl. 2013). De levende korallene kvitter seg med sediment som er sedimentert på polyppene ved å produsere et slimlag som den feller av sammen med sedimentet. Kostnaden av dette er ikke målbar i korttidseksperimenter (1–3 måneder). Hvordan korallen reagerer på økt sedimentering av organiske partikler er mindre kjent, men man vet at koraller naturlig lever i områder med relativt lav tilgang på mat og derfor er tilpasset en lav mattilgang. Pilotstudier som Havforskningsinstituttet har gjennomført i felt rundt ett anlegg i Langenuen (Kutti mfl. 2015) viste høy overlevelse men en gradvis reduksjon i vekst hos *L. pertusa* jo nærmere anleggene korallene hadde vokst. Nær anleggene var veksten og produksjon av nye polypper etter fem måneder halvparten av det som anses som normalt og som er blitt målt ved korallrevet Nakken ved Huglo i Langenuen. Erosjonen på det døde kalkskjelettet av bakterier, alger, foraminifere og svamp var imidlertid fordoblet. På en avstand av 250 m fra anlegget var veksten lik det som ble målt på referansestasjonen. Det er tidligere blitt vist det er sonen innenfor 250 m fra et anlegg som har størst sannsynlighet for å bli kraftig påvirket av nedfall av organisk materiale.

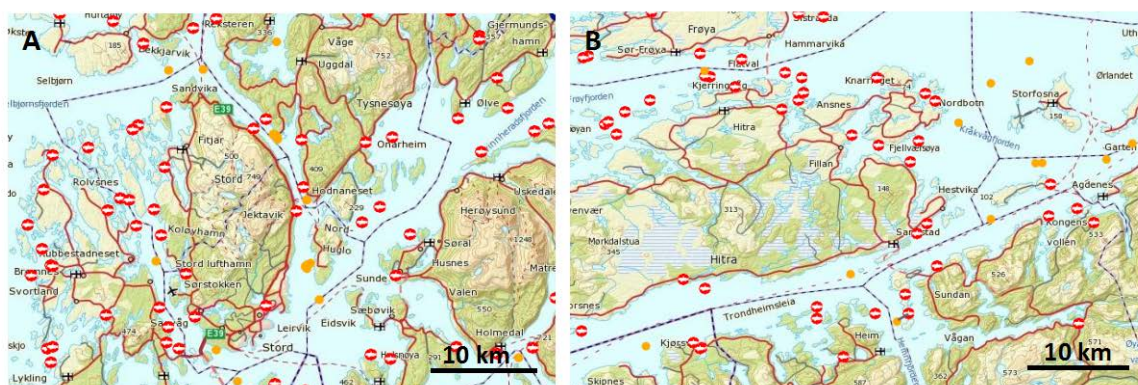
Lophelia pertusa tilhører gruppen med steinkoraller. Disse korallene lever i et hardt beger av kalk som dannes av selve polyppen. Skjelettet hos *L. pertusa* er en koloni med rekker av slike kalkbeger. *L. pertusa* bygger ikke skjelett av kitin slik som krepsdyrene gjør, for eksempel lakselus, reker og hummer. Det er derfor ikke grunn til å tro at kitinhemmende kjemikalier hemmer dannelsen av skjelett hos *L. pertusa*.

Det er kjent at høye intracellulære konsentrasjoner av hydrogenperoksid H_2O_2 i levende organismer kan forårsake skader på cellens proteiner, fettsyrer og DNA. Cellemembraner er permeable for H_2O_2 og det er blitt vist at forhøyede konsentrasjoner av H_2O_2 i sjøvann kan føre til redusert overlevelse hos bakterier og planteplankton. Effekten av utslipp av H_2O_2 på *L. pertusa* er imidlertid ikke blitt undersøkt. Norske koraller vokser hovedsakelig under 100 meters dyp, noe som reduserer risikoen for at hydrogenperoksyd fra anlegg eller brønnbåt skal kunne påvirke dem, da stoffet vanligvis kun vil spres i overflatevannet. Nedbrytning av H_2O_2 i saltvann skjer enten ved redox-reaksjoner med reduserte metaller eller ved mikrobiell enzymatisk aktivitet (Petasne & Zika 1997, Wong mfl. 2003). Halveringstiden av H_2O_2 vil derfor variere i naturen, men generelt sier man at hydrogenperoksid er relativt stabilt og med halveringstider fra et par timer til flere døgn i næringsfattige hav (Petasne & Zika 1997).

Det finnes ikke studier som dokumenterer effekter av forhøyede nivåer av kobber eller andre miljøgifter på *L. pertusa*. Det at man ofte finner korallkolonier på oljeplattformer førte tidlig til den konklusjonen at korallene ikke er veldig sensitive mot kjemikalieutslipp som skjer i forbindelse med oljeproduksjon (Bell & Smith 1999). Denne påstanden har blitt kritisert (Roberts 2000 mfl.) og til dels motbevist med dokumentasjonene de permanente skadene som sedimentering av oljeholdig floc fra Deepwater Horizon-utblåsningen i Mexicogolfen 2010 forårsaket hos hornkoraller (Hsing mfl. 2013, Fisher mfl. 2014).

I hvilken grad blir naturtypen påvirket med dagens plassering av anlegg?

Det er lite kjent hvor ofte der er overlapp mellom forekomst av korallrev og oppdrettsanlegg, siden bunnforholdene sjelden blir grundig kartlagt ved hjelp av for eksempel ROV, ved etablering av nye anlegg. Det er imidlertid velkjent at flere regioner som har veldig stor oppdrettsvirksomhet, også har store forekomster av korall i form av rev eller som korallskog. Ved en gjennomgang av kjente korallforekomster lagt inn i databasen ser vi at en rekke anlegg ligger nærmere korallforekomster enn 2 km (Tabell 7). Se også figur 18 a og b for kart over kjente observasjoner av dypvannskorallen *Lophelia pertusa* og lokaliteter for oppdrett av laks i Langenuen–Hardangerfjorden, Hordaland og Frøyfjorden–Trondheimsleia, Trøndelag. Det er anlegg som er forankret over hardbunnsområder med sterk helling på 100 til 300 m dyp i ytre fjordområder eller i fjordmunninger med gode strømforhold og terskler hvor vi forventer flest tilfeller med overlapp.



Figur 18. A. viser kjente observasjoner av dypvannskorallen *Lophelia pertusa* og lokaliteter for oppdrett av laks i Langenuen–Hardangerfjorden, Hordaland. B. Kjente observasjoner av dypvannskorallen *Lophelia pertusa* og lokaliteter for oppdrett av laks i Frøyfjorden–Trondheimsleia, Trøndelag.

Tabell 7. Kjente forekomster av øyekorall (*Lophelia pertusa*) som har ett eller flere matfiskanlegg nærmere enn 2 km (data fra Fiskeridirktoratet og Havforskningsinstituttet).

<i>Lophelia pertusa</i> forekomst	Anlegg MTB	Avstand til anlegg
Hordaland		
Åfjorden	3120 tonn	1380 m
Åkrafjorden	3600 tonn 780 tonn	1700 m 1500 m
Hodnanesvika	4680 tonn	1000 m
Nese, Langenuen	3120 tonn 4680 tonn	1200 m 1400 m
Jondal	2145 tonn	1900 m
Navøya	3120 tonn	1100 m
Hatvik	2340 tonn	870 m
Hetlevik	3120 tonn	1700 m
Sogn & Fjordane		
Møre & Romsdal		
Midfjorden, Ternøya	3120 tonn 3120 tonn	1400 m 1800 m
Julsundet nord	5460 tonn	1400 m
Julsundet sør	3120 tonn 3120 tonn	1200 m 2000 m
Kvernesfjorden, Frei	3120 tonn 3900 tonn	650 m 1200 m
Varbuvika	2340 tonn	670 m
Tingvollfjorden	2340 tonn	1100 m
Sør-Trøndelag		
Frøyfjorden	3120 tonn 3900 tonn	500 m 700 m
Jamtøya, Hemnfjorden	6240 tonn 7020 tonn	1100 m 1800 m
Kråkvåg	5460 tonn	640 m
Nord-Trøndelag		
Ingen anlegg ligger nærmere enn 2 km		
Nordland		
Ingen anlegg ligger nærmere enn 2 km		
Troms		
Ingen anlegg ligger nærmere enn 2 km		
Finnmark		
Ingen anlegg ligger nærmere enn 2 km		

Høy tilgang på organisk materiale fra oppdrettsanlegg gir forhøyet metabolisme og slimproduksjon og kan føre til langsommere vekst hos *Lophelia pertusa* (Kutti mfl. 2015, Nordbø 2015). I tillegg øker erosjonsratene på det døde korallskjellettet som korallrevet hviler på. For et korallrev er balansen mellom vekst av den levende korallen og bio-erosjon av det døde kalkskjellettet avgjørende. Økte mengder organisk materiale, som vi har målt i nærheten av oppdrettsanlegg (Kutti mfl. 2007), kan forskyve denne balansen. Hvis erosjonen går raskere enn veksten, vil revene krympe. Dette tyder på at der er en betydelig risiko for negativ effekt av oppdrett på koraller som vokser nærmere enn 250 m fra anlegg (se også Tangen & Fossen 2012).

I Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Artsdatabanken) vurderes risikoen for at naturtypen korallrev kan forsvinne fra noen områder i Norge de kommende 50 år som høy. De er spesielt truet i områder med mye bunntåling og der det ikke er verneområder for korall. I vestnorske fjorder, der det fiskes mest med line og garn, kan det være oppdrettsanlegg som utgjør den største trusselen for korallrevene i dag. I tillegg vil sannsynligvis havforsurng og endrede sjøtemperaturer bli et problem for korallene. En kombinasjon av ulike påvirkningsfaktorer, såkalte multiple stressorer, kan gjøre korallene ekstra sårbare i fremtiden. Grunnet lang levetid, langsom vekst og sensitivitet overfor fysiske forstyrrelser er korallrev klassifisert som sårbart habitat. Å reetablere et korallrev vil ta fra flere hundre til over tusen år.

De norske korallrevene er bygget opp av korallen *Lophelia pertusa*, men er levested for over 1300 andre arter av evertebrater og fisk (Freiwald mfl. 2012). Til sammen spiller den en svært viktig rolle for karbonsyklusen på sokkelen. Nyere forskning antyder at korallrevene er ansvarlig for 30 % av all omsetning av organisk materiale ved bunnen til tross for at de dekker kun 1 % av arealet på norsk sokkel (Cathalot mfl. 2015). I fjordene er koralløkosystemer vanlig og må derfor antas å ha en viktig rolle for kretsløpet av næringssalter og organisk materiale og koblingen mellom bunnen og de overliggende vannmassene. Det er ofte slik at de vanlige artene betyr mest for prosessene i økosystemene. Dypvannskorallen *Lophelia pertusa* er et eksempel på en slik art og bør derfor forvaltes med varsomhet.

Konsekvensvurdering og overvåkning

I Norge skal det gjennomføres miljøovervåking (MOM B- og C-undersøkelser) i henhold til gjeldende standard av alle oppdrettslokaliteter i sjøvann med produksjon av fisk. Dagens overvåkingsmetoder er utviklet for bløtbunn og sier oss derfor lite om eventuell påvirkningen på hardbunnslokaliteter med forekomster av *Lophelia pertusa*, *Paragorgia arborea*, *Primnoa resedaeformis* og *Paramuricea placomus*. For å få best mulig forvaltning av oppdrettsvirksomhet i relasjon til korallforekomster vil det være avgjørende å utvikle bedre metoder for overvåking av oppdrettslokaliteter på hardbunn. Metoder for undersøkelser av hardbunn og miljøindikatorer på hardbunn, som etter hvert kan inngå i MOM B og C-undersøkelser i stedet for grabbprøver av er under uttesting ved Havforskningsinstituttet.

Feltforsøkene som er blitt gjort med øyekorall, tyder på at der er en betydelig risiko for negativ effekt av oppdrett på koraller som vokser nærmere enn 250 m fra anlegg. Det foreligger i dag ikke tilstrekkelig kunnskap om biologien og økologien til korallen *Lophelia pertusa* for å kunne gi gode og sikre råd om etablering og drift av oppdrettsanlegg i fjorder og kystområder med forekomster av korall. Der foreligger heller ingen kunnskap om effekter av forhøyet sedimentasjon av organiske partikler på hornkoraller. Artene er sårbare på grunn av lang levetid og langsom vekst, derfor vurderes konsekvensene av negativ påvirkning fra utslipp som store. Ved å foreta en undersøkelse av hvilke naturtyper som finnes på en lokalitet før etablering av et nytt anlegg, kan man unngå at anlegg plasseres slik at det gjøres irreversibel skade på viktige korallforekomster. Avstand mellom anlegg og korallforekomst bør vurderes i hvert enkelt tilfelle basert på spredningsmodeller, sedimentasjons- og strømmålinger.

På grunn av manglende data på hornkoraller og mykkorall bør man følge samme anbefalinger som for *Lophelia pertusa*.

Kunnskapsmangel

Forskningsfelt som bør prioriteres:

- Toleransegrenser for økt eksponering for organisk avfall hos *Lophelia pertusa*, hornkoraller og mykkoraller
- Effekter av eksponering for organisk avfall og tungmetaller på rekruttering (fekunditet, overlevelse av larver og bunnslåing) hos *Lophelia pertusa* og hornkorallene *Paragorgia arborea*, *Primnoa resedaeformis* og *Paramuricea placomus*.
- Effekter av avlusningsmiddel på larver, juveniler og voksne individer av *Lophelia pertusa* og hornkoraller
- Effekter av multiple stressorer på overlevelse og reproduksjon hos *Lophelia pertusa* og hornkoraller

5. EFFEKTER PÅ RØDLISTA MARINE ARTER

I november 2015 ble en revidert utgave av rødliste for arter utgitt (Henriksen & Hilmo 2015). Tabell 8 viser alle marine arter som har fått en rødlistevurdering med unntak av fisk som vi ikke har behandlet i denne rapporten. Kjennskapen om hvordan vill fisk generelt blir påvirket av utslipp fra oppdrettsanlegg er liten og enda mindre når det gjelder påvirkning på rødlista fiskearter. Lista inneholder en rekke arter som har en sjelden (figur 19) og/eller fragmentert forekomst og arter som bare finnes i Skagerrak-området hvor det er ubetydelig akvakulturproduksjon. I denne rapporten har vi bare vurdert påvirkning på de mest relevante artene som er angitt med fet skrift i tabellen. For rødlista arter som bare finnes få steder i Norge bør påvirkning på disse vurderes individuelt dersom nye anlegg skal etableres i nærheten av populasjonene.



Figur 19. Den sjeldne piggishavsreka *Sclerocrangon ferox* som kun er funnet i kaldtvannsområder i Porsanger og på Varangerhalvøya. Arten er vurdert som sterkt truet (EN) (Foto: Worms Photo Gallery).

Tabell 8. Rødlista bentiske marine arter. Rødliste status angis som CR-kritisk truet, EN-sterkt truet, VU-sårbar, NT-nær truet, DD-datamangel, LC-livskraftig.

Latinsk navn	Norsk navn	Kategori	Utbredelse	Kommentar
Krepsdyr				
<i>Allomelita pellucida</i>		NT	Vest Agder	Bare Skagerrak
<i>Chelura terebrans</i>	Pelekreps	DD	Østfold, Rogaland, Hordaland	På nordgrensen av utbredelsesområdet.
<i>Gammarus inaequicauda</i>		VU	Østfold, til Vest Agder	Bare Skagerrak
<i>Homarus gammarus</i>	Hummer	LC	Alle fylker til Troms	Endret status i 2015
<i>Mysis seigerstralei</i>		NT	Finnmark	I Norge er arten bare kjent fra en lokalitet i elveutløp i Porsanger, Finnmark.
<i>Palaemonetes varians</i>	Brakkvannsreke	NT	Vestfold, Telemark, Aust-Agder	Bare Skagerrak
<i>Sclerocrangon ferox</i>	Piggishavsreke	EN	Finnmark, Svalbard	Kun kjent fra kaldtvannsområder i Porsanger og Varangerhalvøya.
Svamper og koralldyr				
<i>Anthomastus grandiflorus</i>		NT		I Norge kjent fra dype fjorder fra Rogaland til Troms.
<i>Lophelia pertusa</i>		NT	Østfold, Rogaland til Troms	Arten har vid geografisk utbredelse og finnes over store deler av verden.
<i>Paragorgia arborea</i>	Sjøtre	NT		Arten har en vid utbredelse globalt og er rapportert fra store deler av Norskekysten.
<i>Swiftia pallida</i>		DD		Skagerrak, Vestlandet og Trøndelag.
<i>Radicipes gracilis</i>	Grisehalekorall	VU		Er kun funnet i rasområdet på 700-900 m på kontinentalskråningen syd for Bjørnøya
<i>Funghiacyathus fragilis</i>		DD	Hordaland, Nordland Troms	Dette er en liten uanselig solitær steinkorall, kan være oversett
<i>Stenocyathus vermiformis</i>		DD		Arten er kun registrert en gang utenfor kysten av midt-Norge.
<i>Protophilum thomsoni</i>		DD		Det foreligger noen få eldre registreringer av arten fra Skagerrak til Lofoten.
<i>Virgularia glacialis</i>		DD		En nordlig art som i Norge er funnet i Varangerfjorden.
<i>Anthelia fallax</i>		DD		En art som i Norge kun er kjent fra type lokalitetet i Trondheimsfjorden.
<i>Clavularia arctica</i>		DD		Arten er beskrevet fra Vadsø og er kjent fra Hardangerfjorden, Varangerfjorden og Troms.
<i>Desmophyllum cristagalli</i>		DD		I Norge er arten kun kjent fra Bergensområdet.
<i>Madrepora oculata</i>		DD		Utbredelsen i Norge er mangelfullt kjent.

Latinsk navn	Norsk navn	Kat	Utbredelse	Kommentar
Bløtdyr				
<i>Chrysallida nivosa</i>		DD	Hordaland	Få funn i Hordaland, vest for Sotra
<i>Mya arenaria</i>		VU	Alle fylker	Observasjoner fra Svensk vestkyst tyder på at arten er i tilbakegang.
<i>Odostomia carrozzai</i>		DD	Hordaland, Nordland	Enkelte funn fra Bergensområdet og Foldafjorden i Vikna.
<i>Ostrea edulis</i>	Flatøsters	NT	Skagerrak, Rog. Hord.	En kontinuerlig nedgang i bestanden siden 1950 stoppet opp i 1997, økning av bestandene i Skagerrak
<i>Oxyloma sarsii</i>	Vannravnegl	NT	Finnmark	Nordlig art med noen få funn fra Øst Finnmark.
<i>Yoldia amygdalea</i>	Speilskjell	NT	Sør-Trøndelag	Nordlig art utbredt sør til Trøndelag. Finnes i dype kalde poller.
Leddormer				
<i>Alkmaria romijni</i>		VU	Østfold	En brakkvannsart som er kjent fra bare en lokalitet i Norge (Øra ved Fredrikstad).
<i>Pectinaria granulata</i>		VU	Finnmark	En arktisk art som i Norge er kjent fra to lokaliteter med særlig kaldt vann i fjorder i Finnmark Den ene lokaliteten er Porsangerfjorden, mens den andre har det gjennom litteraturen ikke vært mulig å angi mer nøyaktig.
Marine karplanter				
<i>Eleocharis parvula</i>	Dvergsivaks	VU	Østfold til Finnmark	Begrenset antall forekomster i kombinasjon med bestandsreduksjon, forringelse av voksestedene, og fragmentering av utbredelse
<i>Najas marina</i>	Havfruegras	EN	Østf, V og A-Agder	Bare Skagerrak
<i>Zannichellia palustris</i>	Vasskrans	EN	Østfold til Finnmark	Underarten liten vasskrans er sterkt truet
<i>Zostera noltei</i>	Dvergålegras	EN	Østf, Vestf, Rog, Hord	Sterk tilbakegang
Alger				
<i>Ceramium deslongchampsii</i>		EN	Hordaland	Vokser i littoralsonen. Få funnsteder.
<i>Lamprothamnium papulosum</i>	Vormglattk	EN	Aust-Agder, Østfold	Bare funnet i Skagerrak
<i>Chara aspera</i>	Bustkrans	NT	Østfold, V-Agder	Bare funnet Skagerrak
<i>Chara baltica</i>	Grønnkrans	EN	S Trønd, V-Agder, Østfold	Kun en kjent marin lokalitet, Skyvågen på Smøla
<i>Chara canescens</i>	Hårkrans	VU	Skager. M&Roms. Nordl.	Ferskvann eller poller, følsom for åpning av poller
<i>Rhodothamniella floridula</i>		NT	Vest- Agder, Rogaland, Hordaland	Varmekjær art som kun finnes i poller i Norge
<i>Sphaeroplea annulina</i>		CR	Telemark	Bare Skagerrak
<i>Tolypella nidifica</i>	Sjøglattkrans	EN	Østfold, Telemark	Bare Skagerrak
<i>Tolypella normaniana</i>		VU	Nordland	Lokal utbredelse i Nordland, innerst i fjorder med brakkvann, endemisk for Norge
<i>Codium vermilara</i>		VU	Hordaland	Kun kjent fra en varmtvannspoll i Hordaland, vanlig sørover i Europa.

5.1. Effekter på utvalgte rødlista arter

5.2. Krepsdyr

Europeisk hummer (*Homarus gammarus*)

Europeisk hummer var satt på rødlisten 2010 som «nær truet». Kriteriene som legges til grunn er basert på vurderinger over tre generasjoner tilbake i tid. En gjennomsnittlig generasjonslengde på 10 år for hummer, og med tre generasjoner betraktes utviklingen i bestanden etter 1975. Fangstraten på hummer var tre ganger høyere i perioden 1928–1950 enn i evalueringsperioden 1975–2013. Etter 1975, basert på tall og statistikk fyller ikke hummeren betingelsene for rødlisting og hummer er tatt ut av rødlisten 2015. Hummer er nå vurdert som LC livskraftig. Hummeren er en ettertraktet ressurs til tross for den vedvarende lave bestandsstørrelsen. Et forvaltningsregime med betydelige begrensninger i fisket som redusert fangstsesong, minstemål og vern av rognhummer er en forutsetning for å opprettholde bestanden. Hummer vurderes som en viktig ressurs, samt en viktig art å vurdere i tilknytning til effekter av akvakultur.

Europeisk hummer er vanlig langs norskekysten fra Hvaler i sørøst til Tysfjord i nord (Agnalt 2007). Den finnes fra Marokko utenfor Nord-Afrika, Middelhavet og ellers langs kysten av Europa. Den finnes imidlertid ikke i Østersjøen. Hummeren kan bli nærmere 50 cm lang (totallengde; målt fra spissen på pannehornet til haleviften), veie rundt 8 kg og bli minst 60 år gammel. Fargen kan variere sterkt. Rundt de Britiske øyer er hummeren gråbrun/blålig med marmoreringer mens hummeren i Norge er karakterisert som sort. Andre fargevarianter forekommer også, som blålig, rødlig eller hvit. Den har velutviklete klør som består av en kraftig knuseklo (knusing av føden) og en slankere sakseklo. Hummeren trives best i sjøtemperaturer mellom 10° og 20 °C, og hummer større enn 15 cm totallengde lever hovedsakelig på hardbunn med skjulesteder i steinrøyser, kløfter eller i huler under store steiner. Ved mangel på steinbunn graver hummeren huler i fastpakket sand og leirbunn. Den ligger i ro i skjul om dagen, og jakter aktivt på byttedyr om natten. En undersøkelse i Sverige viste at eremittkreps, kongesnegle, børstemark og blåskjell var viktige komponenter i dietten (Hallbäck & Warén 1972), men de spiser også det som måtte være tilgjengelig av åtsel. Hummeren er generelt lite aktiv om vinteren når sjøtemperaturene er lave. Nyklekte larver svømmer fritt i vannmassene, og gjennomgår fire stadier før de søker mot bunnen. Hvor raskt dette går, er avhengig av vanntemperaturen, men ved ca. 20 °C kan dette ta 18–20 dager i laboratoriet. Vi vet lite om hva slags bunn vår hummeryngel foretrekker. Tross iherdig og intens innsats har man ennå ikke funnet hummeryngel på størrelse med en fyrstikkeske verken i Storbritannia, Irland, Italia eller Norge (Anon. 2000). En rekke fisk og krepsdyr har vist seg å jakte på nylig utsatt hummeryngel, særlig leppefisk, ulke, torsk og strandkrabbe (Meeren 2000). Etter at hummeren har begynt å leve på havbunnen er det sannsynligvis livsviktig at yngelen kan leve fullstendig skjult.

I noen områder er det gjort kartlegging av naturlig forekomst av hummer, men det er ikke gjennomført en systematisk kartlegging langs norskekysten. Gundersen (1966) undersøkte mulige hummerforekomster i Nordland i 1964 og 1965 og konkluderte med at hummer finnes spredt langs kysten hvor der er naturtype for hummer, men ikke i like store mengder over alt. Våre erfaringer tilsier at dette også gjelder resten av norskekysten.

Naturtype for hummer er definert som steinur og tare i varierende dybde. Dette er da gode bunnforhold for hummer over 15 cm totallengde.

Mulige effekter fra utslipp fra oppdrettsanlegg

Det er ikke gjort undersøkelser på om det kan være effekter på hummer (larver, yngel og/eller voksne dyr) fra utslipp fra oppdrettsanlegg i felt.

I laboratorier er det gjort en undersøkelse av teflubenzuron og effekten på yngelstadiene av hummer (Samuelsen mfl. 2014). Hummeryngel fikk fôr tilsatt legemiddelet teflubenzuron i syv dager for å simulere en avlusningsbehandling for laks. Teflubenzuron er et avlusningsstoff som virker hemmende på kitinsyntesen. Omtrent halvparten av yngelen som fikk i seg stoffet ble påvirket, enten ved at de døde eller ved at de utviklet misdannelser. Følsomheten for stoffet varierte mellom individer, noe som gjorde at det var umulig å finne en grenseverdi for målbar effekt. Undersøkelser med å finne NOEC (no observable concentrations) vil bli gjennomført ved Havforskningsinstituttet i 2016. Det er også iverksatt en undersøkelse som tar sikte på å finne ut om det er noen deler i skallskiftesyklusen hvor hummer er mer sensitiv. Det er ikke gjennomført undersøkelser med emamectin eller bademidler og mulig effekter på europeisk hummer. Potensielt kan larver filtrere partikler fra oppdrettsanlegg, men det er heller ikke gjort undersøkelser på dette.

Amerikansk hummer (*Homarus americanus*) har vært en av målartene i flere undersøkelser på effekter av lusemidler. Burrige & Van Geest (2014) presenterer en oppsummering av de undersøkelser som er gjort i USA og Canada på lusemidlene azametiphos, deltametrin, cypermethrin og hydrogenperoksid, og effekter på non-target-organismer. Hummer var den arten som viste seg å være mest sensitiv. De viste at larvestadiene av hummer var mer sensitiv for deltametrin og hydrogenperoksid enn voksne dyr. Det motsatt ble funnet ved azametiphos og cypermethrin. Det er også vist at hunnhummer er mye mer sensitiv for azametiphos om sommeren enn i andre deler av året. Et arbeid viser at ved repeterende eksponering av Azamethiphos kan reproduksjon hos amerikansk hummer bli påvirket. En feltundersøkelse som simulerte en slik repeterende behandling fant at hummer holdt i behandlingsdosen døde, men ingen hummer døde i distanse og dyp fra behandlingspunktet. Det finnes ingen kjente undersøkelser av effekter av andre fremmedstoff på hummer.

I hvilken grad kan arten bli påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg

Forekomster av hummer i nærheten av oppdrettsanlegg kan bli eksponert for det som slippes ut fra anlegget. I larvefasen (i hovedsak juni–oktober) vil larvene påvirkes av utslipp i hele vannsøylen, mens de juvenile og voksne hummer i steinur under eller i nærheten vil i prinsippet bli eksponert for partikler (inkl. feces) og kjemikalier som når bunnen. Teoretisk vil bruk av flubenzuron kunne gi reduksjon i lokal rekruttering av hummer, særlig ved langvarig bruk hvor stoffene også akkumuleres i bunnfaunaen. Vi har idag for lite kunnskap til å gjøre en konsekvensvurdering av effekter av utslipp på skalldyr, men ved å minimere utslipp av lusemidler til det marine miljø vil man redusere risikoen for negative effekter.

Kunnskapsmangel

Effekter av organiske partikler på hummerlarver.

Effekter på rekruttering av hummer i områder ved oppdrettsanlegg.

Effekter av avlusningsmidler som gis som bad (azametiphos, deltametrin og hydrogenperoksid) på larvestadiene.

Effekter av avlusningsmidlet emamectin som gis i foret.

Effekter av flere stressfaktorer, f.eks. organiske partikler, tungmetaller og/eller lusemidler i kombinasjon med økt temperatur og/eller havforsuring.

Effekten av repeterende behandling av lusemidler på larver, yngel og voksne dyr.

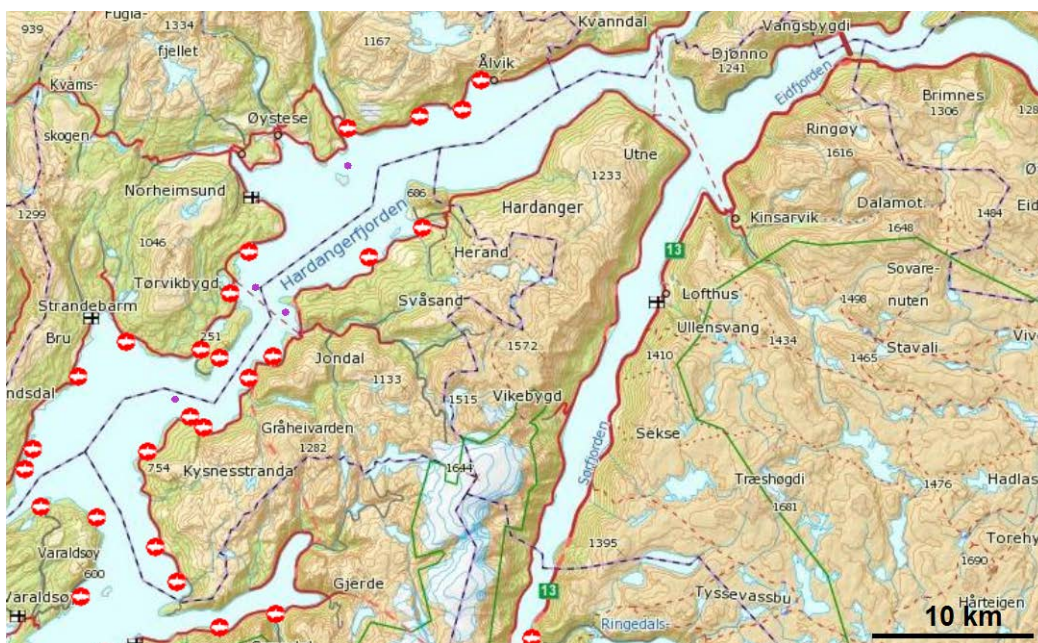
Effekter av en eller flere lusebehandlinger i felt.

5.3. Svamper og koralldyr

Det er ingen svamper på rødlisten, så bare utvalgte koralldyr vurderes her.

Anthomastus grandiflorus

Forekomsten av mykkorallen *Anthomastus grandiflorus* har ikke blitt systematisk kartlagt i norske farvann. Mykkorallen er en dypvannsart som har sin hovedutbredelse langs hele den nordvestlige og på den østlige Atlanterhavskysten sør og vest for De britiske øyer og Island. I Norge har arten blitt registrert i dype fjorder fra Rogaland til Troms (<http://data.artsdatabanken.no>). I Hardangerfjorden, som er en fjord med sterkt oppdrettspress, har arten blitt registrert på fem lokaliteter på 200–500 m dyp ved hjelp av ROV og videoslede (Jørgensen mfl. 2011, Buhl-Mortensen & Buhl-Mortensen 2014). Her er det et potensielt overlapp mellom artens utbredelse og lokalisering av anlegg (Figur 20). Mykkorallen har også blitt registrert i Trondheimsfjorden (<http://data.artsdatabanken.no>). Her er det ingen oppdrettsvirksomhet. Hvordan artens utbredelse overlapper med oppdrettsvirksomhet i andre fjorden er ikke kjent.



Figur 20. Lokaliteter med oppdrett og observasjoner av mykkorallen *Anthomastus grandiflorus* i Hardangerfjorden (lilla punkter).

Effekter av utslipp av organiske partikler, lusemidler eller miljøgifter fra oppdrettsvirksomhet på *Anthomastus grandiflorus* har ikke blitt studert. Slik som *Lopheilia pertusa* er også denne arten tilpasset et miljø med lav mattilgang og vil kunne påvirkes negativt av forhøyde sedimentasjonsrater av organiske partikler. Konsekvensene av dette kan vi verste fall bli et redusert bestand av arten i fjordbassenger med stor oppdrettsvirksomhet. Reetablering av bestanden etter endt oppdrettsvirksomhet kan ta lang tid ettersom arten har lecitotrofe larver (dvs. store larver som kryper langs bunnen og slår seg ned tett ved mordyret, Mercier & Hamel 2011), noe som fører til en lav spredningsevne. *Anthomastus grandiflorus* er listet som nær truet av Norsk rødliste (2015, Ref) basert på at det kun forekommer et fåtall dokumenterte bestander i norske fjorder og at disse mest sannsynlig er isolert fra hverandre. Det foreligger i dag ikke tilstrekkelig kunnskap for å kunne gjøre en konsekvensvurdering av utslipp fra oppdrettsanlegg på denne arten. Bedre overvåking av oppdrettsaktivitet på hardbunn ved hjelp av videoundersøkelser vil være grunnleggende for å fremskaffe kunnskap om hvordan oppdrettsvirksomhet påvirker arten.

Lophelia pertusa er vurdert som NT (nær truet) i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015)
Paragorgia arborea er vurdert som NT (nær truet) i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015).

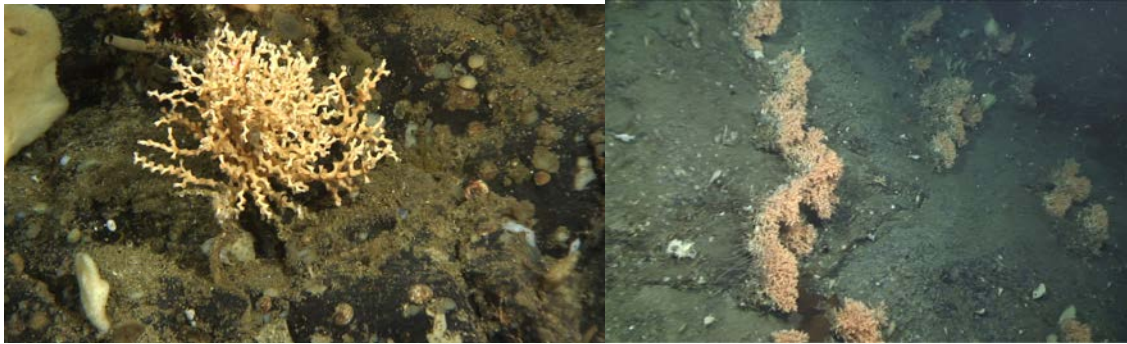
For begge arter er potensiell påvirkning beskrevet i kapittel 4. 1.

Hvit hornkorall *Swiftia pallida*

Hvit hornkorall (*Swiftia pallida*) har ikke blitt systematisk kartlagt i norske farvann. Hvit hornkorall forekommer over store deler av nordøst Atlanteren, fra Middelhavet og langs hele Europas vestkyst. Den er stedvis vanlig rundt de britiske øyer (<http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1276>). I Norge har arten blitt registrert spredte forekomster i Sørvest-Norge, Hordaland og opp til Trøndelag, vanligvis på dyp mellom 20 og 400 m. Buhl-Mortensen & Buhl-Mortensen (2014) har registrert arten på Nakken-revet og på terskelen inn i Hardangerfjorden. Dette er ett område som ikke er direkte påvirket av oppdrett. Arten anses generelt å være tolerant mot økte mengde suspenderte partikler og næringssalter i vannmassene og moderat påvirket av økt sedimentasjon av partikler (Wilson 2007). Det finnes ikke informasjon om hvordan arten påvirkes av kobber, miljøgifter eller andre utslipp av kjemikalier. Arten er rødlistet i kategorien data mangel (DD) i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015) fordi det er manglende kunnskap om artens forekomst og lite kjennskap til om det forekommer trusler for artens levedyktighet i norske fjorder. Arten blir ofte funnet sammen med steinkorallen *Lophelia pertusa* og vil indirekte få beskyttelse i og med beskyttelsen av den arten. Bedre overvåking av oppdrettsaktivitet på hardbunn ved hjelp av videoundersøkelser vil være et godt grunnlag for å fremskaffe kunnskap om hvordan oppdrettsvirksomhet påvirker arten.

Siksakkorall *Madrepora oculata*

Madrepora oculata har ikke blitt systematisk kartlagt i norske farvann (figur 21). Arten forekommer i alle verdenshavene, unntatt polare områder, fra 15–1500 m dyp (Cairns 1995). I Norge er arten relativt vidt utbredt og vi finner den både på sokkelen og i fjordene, ofte blant *Lophelia pertusa* på korallrev, men og på annen hardbunn. I fjordsystemet Hardangerfjorden/Langenuen finnes store forekomster av arten ved bl.a. Hornaneset, Straumsneset, Nakken og Hugelhammaren. I dette området er det potensielt overlapp mellom artens utbredelse og lokalisering av anlegg.



Figur 21. Siksakkorall *Madrepora oculata* ved Straumsneset, Langenuen.

Effekter av utslipp av organiske partikler, lusemidler eller miljøgifter fra oppdrettsvirksomhet på siksakkorall er ikke blitt studert. Slik som *L. pertusa* er også denne arten tilpasset et miljø med lav mattilgang og vil kunne påvirkes negativt av forhøyde sedimentasjonsrater av organiske partikler. Arten kan, slik som *L. pertusa*, beskyttes ved å utføre videokartlegging av bunn før etablering av nye anlegg slik at man kan unngå lokalisering og ny drift i områder med store korallforekomster.

5.4. Marine karplanter

Dvergålegras (*Zostera noltii*)

Dvergålegras er vurdert som sterkt truet i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015) på grunn av et begrenset antall forekomster, få lokaliteter, en fragmentert utbredelse, og pågående tilbakegang. Artens naturtyper er utsatte i Europa på grunn av menneskelig påvirkning i form av overgjødning og utbygging i strandsonen. Den er strengt knyttet til grunnt brakkvann med finkornet bunn, ofte leirholdige bukter som er beskyttet mot grov sjø. Flere lokaliteter er i poller. Arten er begrenset til lokaliteter i Oslofjorden og i Hordaland og Rogaland (figur 22).



Figur 22. Registrerte forekomster av dvergålegress (*Zostera noltii*) langs kysten. (Data fra Artsdatabanken).

For potensiell påvirkning fra akvakultur, se kapitel 2.2.

I hvilken grad blir arten påvirket av utslipp med dagens plassering av anlegg?

I mai 2015 framsatte Klima- og miljødirektoratet forslag til forskrift om dvergålegras (*Zostera noltii*) som prioritert art etter naturmangfoldloven § 23 og 24. Ved å prioritere dvergålegras vil den komme inn under en ordning som innebærer en særskilt tilpasset forvaltning for arten. Ingen av funnstedene i Rogaland er påvirket av utslipp fra akvakultur. I Hordaland er det to større forekomster av dvergålegress som potensielt kan påvirkes av næringssalter og fine partikler fra anlegg. Det ene området er Bjellandshamn (figur 23) som er et område på 85 dekar og som ligger 960 meter fra et anlegg med en MTB på 1170 tonn fisk. Det andre området er det store Hystadområdet (545 dekar) på Stord som ligger 1900 meter fra et settefiskanlegg. Spredningsmodeller, sedimentasjons- og strømmålinger ved anlegg som er plassert nær forekomster av arten vil kunne si noe om potensiell påvirkning. Basert på kunnskap vi har om spredning av næringssalter, fine partikler og bademidler vil man potensielt få negativ effekt på dvergålegressenger dersom forekomsten ligger nærmere enn 1000-1500 meter fra anlegget.



Figur 23. Dvergålegressområdet i Bjellandshamn ligger om lag en km fra et mindre oppdrettsanlegg.

Referanser

- Agnalt A-L. 2008. Stock enhancement of European lobster (*Homarus gammarus*) in Norway; Comparisons of reproduction, growth and movement between wild and cultured lobster. Dr. scient. Thesis, Department of Biology, University of Bergen, Norway.
- Allers E, Abed RMM, Wehrmann LM, Wang T, Larsson AI, Purser A, de Beer D. 2013. Resistance of *Lophelia pertusa* to coverage by sediment and petroleum drill cuttings. Marine Pollution Bulletin. 74: 132-140.
- Anon 1998. Environmental safety evaluation for the use of Lepidion vet 0.6g/kg "EWOS" against developing stages of sea lice on fish in aquaculture. Expert report, environmental safety. NIVA 3877-98.
- Anon 1999 a. Calicide (Teflubenzuron) - Authorisation for use as an in-feed sea lice treatment in marine cage salmon farms. Risk assessment. EQS and recommendations. Scottish Environmental Protection Agency Report nr. SEPA- TR-070807-JBT.
- Anon. 1999 b. Norsk Fjordkatalog. DN-rapport 2-1999
- Anon. 2000. The influence of competitive interactions on the abundance of early benthic stage European lobster (*Homarus gammarus* L.) and hence the carrying capacity of lobster habitat. Final Report. EU-prosjekt FAIR CT-96-1775: 158 s.
- Anon. 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN Håndbok 19-2001. Revidert 2007.
- Anon. 2011. Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden. Rapport, Fiskeri- og kystdepartementet, 83 s.
- Anon 2013. Klassifisering av miljøtilstanden i vann. Veileder 02-2013, Revidert 2015.
- Baden S, Boström C. 2001. The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: Reise K (ed.) Ecological comparisons of sedimentary shores. Ecological studies 151. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p 213-236.
- Bartsch I, Kuhlenskamp R. 2000. The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): An annotated list of records between 1845 and 1999. Helgoland Marine Research 54:160–189.
- Bartsch I, Kuhlenskamp R. 2009. Entwicklung der Makrophyten. Vegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg. Meeresumwelt Aktuell: Nord- und Ostsee 1:1–8.
- 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
- Beaumont AR, Tserpes G, Budd MD. 1987. Some effects of copper on the veliger larvae of the mussel *Mytilus edulis* and the scallop *Pecten maximus* (Mollusca, Bivalvia). Mar. Environ. Res. 21, 299-309.
- Berkman, P.A., Nigro, M., 1992. Trace metal concentrations in scallops around Antarctica: extending the Mussel Watch Programme to the Southern Ocean. Mar. Pollut. Bull. 24, 322–323.
- Blake C, Maggs CA. 2003. Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallines, Rhodophyta) from northern Europe. Phycologia 42: 606-612.
- Boström m. fl. 2014. Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 24: 410-434.
- Brawn VM. 1961. Reproductive behaviour of the cod (*Gadus morhua* L.). Behaviour 18:177-198.
- Brooke S, Holmes MW, Young CM. 2009. Sediment tolerance of two different morphotypes of the deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the Gulf of Mexico. Mar. Ecol. Prog. Ser. 390:137-144.
- Burridge LE, Van Geest JL. A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada. 2014; *Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS)*.
- Bustamante P, Miramand P. 2004. Interspecific and geographical variations of trace element concentrations in Pectinidae from European waters Chemosphere 57, 1355–1362.
- Cathalot C, Van Oevelen D, Cox T, Kutti T, Lavaleye M, Duineveld G, Meysman FJR. 2015. Cold-water coral reefs and adjacent sponge grounds: hotspots of benthic respiration and organic carbon cycling in the deep sea. Frontiers in Marine Science. 2: 37 doi: 10.3389/fmars.2015.00037
- Chung IK, Brinkhaus BH. 1986. Copper effects in early stages of the Kelp, *Laminaria Saccharina*. Marine Pollution Bulletin 17: 213-218.
- Ciannelli L, Knutsen H, Olsen EM, Espeland SH, Asplin L, Jelmert A, Knutsen JA, Stenseth NC. 2010. Small-scale genetic structure in a marine population in relation to water circulation and egg characteristics. Ecology 91: 291-293.
- Dahl E, Naustvoll LJ, Steen H, Bodvin T. 2008. Utredning om bruk av ålegress for klassifisering av økologisk tilstand. SFT rapport 2464-2008.

- Devlinny JS, Volse. 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. *Marine Biology* 48: 343-348.
- 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.
- Duarte CM. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87-112.
- Edding M, Tala F. 1996 Copper transfer and influence on a marine food chain *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57, 617-624.
- Eilertsen M, Tverberg J. 2014. Overvåking av makroalgесamfunn i fjordområdene i Hordaland 2014. Rådgivende Biologer, Rapport 2077.
- Eilertsen M. 2012. Naturtypekartlegging ved oppdrettslokalitet Kjeahola, Marine Harvest Norway AS. Rapport Rådgivende Biologer 1555.
- Eilertsen M, Spikkeland OK. 2013. Naturtypekartlegging ved omsøkt oppdrettslokalitet Eime for Grieg Seafood Rogaland AS. Rapport Rådgivende Biologer 1723.
- Espeland SH, Albretsen J, Nedreaas K, Sannæs H, Bodvin T, Moy F. 2013. Kartlegging av gytefelt. Gytefelt for kysttorsk. Fisken og Havet 1/2013. 43pp.
- Fisher CR, Hsing PY, Kaiser CL, Yoerger DR, Roberts HH, Shedd WW, Cordes EE, Shank TM, Berlet SP, Saunders MG, Larcom EA, Brooks JM. 2014. Footprint of Deepwater Horizon blowout impact to deep-water coral communities. *PNAS*. 111: 11744-11749.
- Fjøsne K, Gjøsæter J. 1996. Dietary composition and the potential food competition between 0-group cod (*Gadus morhua* L) and some other fish species in the littoral zone. *ICES Journal of Marine Science* Vol 2:757-770
- Freiwald A, Beuck L, Wisshak M. 2012. Korallenriffe im kalten Wasser des Nordatlantiks – Entstehung, Artenvielfalt und Gefährdung. i: Beck E (red) *Die Vielfalt des Lebens*. Wiley-VCH, Weinheim, pp 89-96
- Fredriksen S, H Christie & BA Sætre. 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (*Phaeophyceae*) and *Zostera marina* L. (*Angiospermae*) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research* 1:2-19.
- Fredriksen S, Sjøtun K, Lein TE, Rueness J. 1995. Spore dispersal in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae). *Sarsia* 80: 47-54.
- Gundersen KR. 1966. Rapport om prøvafiske etter hummer i Norland fylke i 1964 og 1965. Særtrykk av Fiskets Gangt nr 29: 562-565.
- Hallbäck H, Warén A. 1972. Food ecology of lobster, *Homarus vulgaris*, in Swedish waters. Some preliminary results. *ICES. C.M.* 1972/5:29.
- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Gillham K, Foggo A. 2006. Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology-Progress*. 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.
- Hektoen H. 1995. Miljøvirkninger av Havbruk, Sluttrapport til Forskningsrådet, 1995.
- Henriksen S, Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge
- Hsing P-Y, Fu B, Larcom EA, Berlet SP, Shank TM, Govindarajan AF, Lukasiewicz AJ, Dixon PM, Fisher CR. 2013. Evidence of lasting impact on a deep Gulf of Mexico coral community. *Elementa: Science of the Anthropocene* 1:000012 1-15.
- Hutchings JA, Bishop TD, McGregor-Shaw CR. 1999. Spawning behaviour of Atlantic cod, *Gadus morhua*: evidence of mate competition and mate choice in a broadcast spawner. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 97-104
- Hutchings JA, Myers RA, Lilly GR. 1993. Geographic variation in the spawning of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2457-2467
- Jakobsen T. 1987. Coastal cod in Northern Norway. *Fisheries Research* 5: 223-234.
- Johansen T, Berg E, Dahle G. 2009. Kysttorsk – et tema med mange variasjoner. In: Agnalt, A.-L., Bakkeiteig, I.E., Haug, T., Knutsen, J.A., og Opstad, I. Eds.). *Kyst og Havbruk 2009. Fisken og Havet Sæmnummer 2-2009*: 40-43.
- Johnsen GH, Furset TT, Bjelland T. 2014. Overvåking av fjordområdene i Hordaland, Vannkvalitet. Rådgivende Biologer, Rapport 2054.
- Jørgensen LL, Jensen S-K, Holte B, Bakkeplass K. 2011. Kartlegging og analyser av faunaen i Hardangerfjorden før mulig legging av elektrisk kabel i korridor. *Fisken og Havet* 1-2011. 51 pp.
- Kain JM. 1975. The biology of *Laminaria hyperborea*. VII. Reproduction of the sporophyte. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 55: 567-582.
- Klif 2012. Utkast til bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. TA 3001. pp 104.

- Knutsen H, Olsen EM, Lorenzo Ciannelli L, Espeland SH, Knutsen JA, Simonsen JH, Skreslet S, Stenseth NC. 2007. Egg distribution, bottom topography and small-scale cod population structure in a coastal marine system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 333: 249–255.
- Knutsen H, Olsen EM, Jorde PE, Espeland SH, Andre C, Stenseth NC. 2011. Are low but statistically significant levels of genetic differentiation in marine fishes 'biologically meaningful'? A case study of coastal Atlantic cod. *Molecular Ecology* 20: 768–783.
- Kutti T, Nordbø K, Bannister R, Husa V. 2015. Oppdrett kan true korallrev i fjordane. Havforskningsrapporten 2015. p 38–40.
- Langford KH, Øxnevad S, Schøyen M, Thomas KV. 2011. Kartlegging av veterinærlegemidler brukt i akvakultur – diflubenzuron og teflubenzuron. Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture – diflubenzuron and teflubenzuron. NIVA-rapport 6133-2011.
- Larsson AI, van Oevelen D, Purser A, Thomsen L. 2013. Tolerance to long-term exposure of suspended benthic sediments and drill cuttings in the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *Mar. Pollut. Bull.* 70:176–188.
- Lindgaard A, Henriksen S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim
- Løversen R. 1946. Torskens vekst og vandringer på Sørlandet. Fiskeridirektoratets Skrifter Serie Havundersøkelser 8. 6). 1–27.
- Mauri M, Orlando E, Nigro M, Regoli F. 1990. Heavy metals in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67, 27–33.
- van der Meerem GI. 2000. Predation on hatchery-reared lobsters *Homarus gammarus* released in the wild. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 1784–1793.
- Morgan MJ, Trippel EA. 1996. Skewed sex ratios in spawning shoals of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *ICES J. Mar. Sci.* 53: 820–826.
- Munda IM. 1996. The northern Adriatic Sea. In *Ecological studies Vol 123*. Eds. Scramm & Nienhaus. Marine benthic vegetation.
- Myksvoll M, Jung K-M, Albretsen J, Sundby S. 2013. Modelling dispersal of eggs and quantifying connectivity among Norwegian coastal cod subpopulations. *ICES J. Mar. Sci.* in press).
- Natura 2000. Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives. Appendix I. 18 pp.
- OSPAR 2010. Background document for Märl beds. Biodiversity Series. OSPAR commission. 36 pp.
- Neat F, Righton D. 2007. Warm water occupancy by North Sea cod. *Proc Biol Sci* 274: 789–798.
- Nordeide JT, Folstad I. 2000. Is cod lekking or a promiscuous group spawner? *Fish and Fisheries*. 1, 90–93.
- Nordbø, K. 2015. The effects of effluent fish food from fin-fish aquaculture on the cold-water coral *Lophelia pertusa*. Master Thesis, Department of Biology, University of Bergen. 97 pp.
- Norderhaug KM, Fredriksen S, Nygaard K. 2003. Trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation to food quality. *Marine Ecology Progress Series* 255: 135–144.
- Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish–macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1279–1286.
- Nordtug T. 1998. Samlokalisering av laks og kamskjell i oppdrettsanlegg. ALLFORSK Rapport 11, 47 s.
- Pehlke C, Bartsch I. 2008. Changes in depth distribution and biomass of sublittoral seaweeds at Helgoland (North Sea) between 1970 and 2005. *Climate Research* 37:135–147.
- Petasne RG, Zika RG. 1997. Hydrogen peroxide lifetimes in south Florida coastal and off shore waters *Mar. Chem.* 56:215–225.
- Pihl L, Svenson A, Moksnes PO, Wennehage H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *Journal of Sea Research* 41:281–95.
- Pihl L, Wennehage H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61: 148–166
- Rosenberg R, Nilsson HC, Diaz RJ. 2001. Response of benthic fauna and changing sediment redox profiles over a hypoxic gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 53, 343– 350.
- Rosenberg R, Nilsson HC. 2005. Detoriation of soft-bottom benthos along the Swedish Skagerrak coast. *Journal of Sea Research* 54: 231–242.
- Rueness J, Fredriksen S. 1991. An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. *Oebalia* 17: 223–235
- 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 anti-parasitic drug teflubenzuron. *Aquatic Toxicology*, 149: 8–15.
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik A. 2015. Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Sci. Total Environment* 508: 115–121.

- Sanden M, Hemre GI, Måge A, Lunestad BT, Espe M, Lundebye AK, Ørnsrud R. 2014. Program for overvåking av fiskefôr. Årsrapport 2013. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES). pp 74.
- Sanz-Lazaro C, Belando MD, Lazaro MG, Navarrete-Mier F, Arnaldo M. 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Marine Environmental Research* 71:22-30
- Skarbøvik E, Austnes K, Allan I, Stålnacke P, Høgåsen T, Nemes A, Selvik JR, Garmo Ø, Beldring S. 2014. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2013. M-264. pp 243.
- Skjæraasen JE, Meager JJ, Karlsen Ø, Hutchings JA, Fernö A. 2011. Extreme spawning-site fidelity in Atlantic cod. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 1472-1477.
- Stepnowski P, Skwarzec B. 2000. A comparison of ^{210}Po accumulation in molluscs from the southern Baltic, the coast of Spitsbergen and Sasek Wielki Lake in Poland. *J. Environ. Radioact.* 49, 201–208.
- Sundby S, Fossum P, Sandvik A, Vikebø FB, Aglen A, Buhl-Mortensen L, Folkvord A, Bakkeplass K, Buhl-Mortensen P, Johannessen M, Jørgensen MS, Kristiansen T, Landa CS, Myksvoll MS, Nash R. 2013. Kunnskapsinnhenting Barentshavet–Lofoten–Vesterålen. KILØ). *Fisken og Havet*, 3-2013: 1-186.
- Svåsand T, Boxaspen KK, Karlsen Ø, Kvamme BO, Stien LH, Taranger GL. 2015. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2014. *Fisken og havet*, særnummer 2-2015.
- Sæther BS, Bjørn PA, Dale T. 2007. Behavioural responses in wild cod (*Gadus morhua* L.) exposed to fish holding water. *Aquaculture* 262: 260-267
- Torvanger R, Bye-Ingebrigtsen E, Alme Ø, Alvestad T, Johansen P-O. 2015. Marin overvåking Rogaland - Statusrapport april 2015. UniResearch rapport
- Viarengo A, Canesi L, Mazzucotelli A, Ponzano E. 1993. Cu, Zn and Cd content in different tissues of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*: role of the metallothionein in heavy metal homeostasis and detoxification. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 95, 163–168.
- Windle MJS, Rose GA. 2007. Do cod form spawning leks? Evidence from a Newfoundland spawning ground. *Marine Biology* 150: 671-680.
- Wilson E. 2007. *Swiftia pallida* Northern sea fan. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1276>
- Wilson S, Blake C, Berges JA, Mags CA. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120: 283-293.
- Wong GTF, Dunstan WM, Kim DB. 2003. The decomposition of hydrogen peroxide by marine phytoplankton. *Oceanol. Acta* 26:191-198.
- 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.
- Zapata M, Tanguy A, David E, Moraga D, Riquelme C. 2009. Transcriptomic response of *Argopecten purpuratus* post-larvae to copper exposure under experimental conditions. *Gene* 442, 37-46.