

Naustdal kommune  
Postboks 43  
6806 NAUSTDAL

Deres ref:

Vår ref: 2009/1183

Bergen 10.09.2010

Arkivnr. 008

Løpenr. 5934/2010

## **HØRINGSUTTALELSE FRA HAVFORSKNINGSINSTITUTTET VEDRØRENDE REGULERINGSPLAN MED KONSEKVENsutREDNING FOR UTVINNING AV RUTIL I ENGBØFJELLET I NAUSTDAL KOMMUNE - ANDRE GANGS HØRING**

I våre høringsuttalelser av 25.09.2009 og 28.09.2009 på henholdsvis reguleringsplan med konsekvensutredning og søknad om utslippstillatelse for utvinning av rutil i Engebøfjellet gjorde vi rede for vår vurdering av sikre og mulige effekter på Førdefjordens økosystem og ressurser. Vår hovedkonklusjon var at det omsøkte utslippet av gruveavgang til fjorddeponi ikke representerer en bærekraftig bruk av fjorden, og vi frarådet tillatelse til utslipp.

Siden den gang har vi undersøkt gyting av kysttorsk og foretatt en del hydrografiske målinger i Førdefjorden. Resultatene er rapportert både til kommunene og Klif. Våre vurderinger av denne nye kunnskapen finnes nedenfor.

I våre høringer og foredrag på folkemøter i Naustdal og Askvoll har vi, i tillegg til de marinøkologiske vurderingene, trukket frem to forhold som vi mener er meget viktig å få klarlagt og å se i sammenheng med fjordeponiet og de marinøkologiske forhold. Det er 1) ingeniør Niensens skriftlige uttalelse om manglende beskrivelse av oppredningsprosessen og 2) planen for bruk av ferskvann. Vi har påpekt at begge disse punktene vil ha betydning for forholdene i fjorden og bør legges frem samtidig med resten av konsekvensutredningen.

Vi kan ikke se at de nye dokumentene inneholder noe som kaster lys over oppredningsprosessen, og det er heller ikke lagt frem noen plan for bruk av ferskvann. Dokumentasjon på bruk av elver og vassdrag er viktig for å kunne vurdere eventuelle effekter for rødlistede arter som ål og elvemusling, samt laks og ørret (se nedenfor).

Naustdal og Askvoll kommune har fremført mistillit mot Havforskningsinstituttet på offentlige møter og i dokument publisert på kommunenes nettsider. Etter kommunenes mening savnes det begrunnede svar fra oss og det henvises til NIVA sine utredninger som er kvantitative og dokumentert med litteraturreferanser. Det siste er en sannhet med modifikasjoner da mange av utredningene inneholder konklusjoner som ikke er tilstrekkelig dokumentert. For eksempel: NIVA konkluderer at strømforholdene i fjorden er tilstrekkelig kjent - dette er ikke tilfelle (se nedenfor); det påstås at suspensjonslaget blir 10-20 m høyt – hvor kommer dette fra?; det er gitt en figur med partikkelfordeling av avgangen – hvor kommer denne fra? – som kjent er oppredningsprosessen

ikke fastlagt; effekten av Magnafloc i praktisk bruk er ikke dokumentert; det er oppgitt en liste med kjemikalier som skal brukes – dette kan man ikke vite uten at oppmalingsgrad og nødvendig prosentvis utnyttingsgrad av malmen er kjent. Generelt vil høyere utnyttingsgrad kreve mer bruk av kjemikalier, og utnyttingsprosenten er avhengig av økonomiske forhold.

Mistilliten overfor Havforskningsinstituttet er oppsiktsvekkende siden kommunene ikke vites å ha faglig kompetanse til å vurdere havkjemi, partikkelfysikk, marinbiologi eller fiskeribiologi. Vi har også forsøkt å forklare kommunene rollefordelingen i slike saker som dette. NIVA får betalt for å gjøre undersøkelser og å skrive rapporter på vegne av Nordic Mining. Vår oppgave som høringsinstans er å vurdere det foreliggende materialet, peke på mangler og svakheter, vurdere økologiske effekter, og på det grunnlag gi råd til de aktuelle myndigheter. Det er noe helt annet enn å utrede et sakskompleks. Allikevel har vi denne gangen påført referanser til litteraturen slik at kommunene selv kan sjekke i primærlitteraturen.

Det er videre bemerkelsesverdig at kommunene, så vidt vi kan se, ikke har fulgt opp våre kommentarer og bedt Nordic Mining gjøre rede for den industrielle prosessen. På direkte spørsmål til Nordic Mining på folkemøtet i Askvoll om oppredningsprosessen er fastlagt, ble svaret nei. Det betyr at partikkelfordelingen ikke er dokumentert, og følgelig vil kvantitative beregninger av partiklenes oppførsel foreløpig bare være teoretiske betraktninger. Kjemikaliebruk likeså.

Nordic Mining har således begynt i feil ende. Man har gjennomført en stor miljøkonsekvensutredning før man har utviklet den industrielle prosessen. Dette betyr at det er søkt om utslippstillatelse til avgang og kjemikalier uten at det kan dokumenteres hva som skal slippes ut. Dette går tydelig frem av uttalelsen til Ingeniør Nielsen. Siden dette er vesentlig for hva som eventuelt kommer til å bli sluppet ut i fjorden, har vi etterlyst en nærmere utredning av oppredningsprosessen.

Som nevnt ovenfor vil vi i denne høringsuttalelsen utdype tre forhold som vi mener er viktige i forbindelse med gruvedrift og fjorddeponi: de fysiske forhold i Førdefjorden, konsekvenser for kysttorskbestanden og bruk av ferskvann. Konsekvensene av gruvedrift på laksebestanden i det nasjonale laksevassdraget Nausta og den nasjonale laksefjorden Førdefjorden ble omtalt i våre tidligere høringsuttalelser av 25.09.2009 og 28.09.2009. Avslutningsvis vil vi komme med noen betraktninger rundt økosystemtjenester og verdien av disse.

### **Utskiftning av vannmasser i Vestlandsfjorder**

Teorien bak den følgende beskrivelsen er klassisk og oppsummert på en grei måte i Farmer og Freeland (1983). Nyere undersøkelser av vannutveksling mellom fjorder og kysten er beskrevet i f.eks. Aure *et al.* (1997), Asplin *et al.* (1999) og Sundfjord (2010).

#### *Generelt om vannutveksling*

Typisk for fjordene på Vestlandet er at de strekker seg langt innover fra kysten med bassengdybder som i stor grad overgår dybden av kysthavet. Terskeldypet til hovedfjordene er gjerne dypere enn 100 m, og bassengdybden er ofte mange hundre meter.

Utskiftning av vann i Vestlandsfjordene avhenger av hvilket dybdenivå en ser på. I de øvre 20-30 m er det stor aktivitet med mange drivkrefter for strøm: ferskvannstilførsel, lokal vind, tidevann og trykkdrevne strømmer pga. horisontale tyngdeforskjeller. Stort sett er det i de øvre 30 m regelmessig transport av vannmassene ut og inn av fjorden.

Dypere ned i vannmassene blir drivkreftene for strøm færre, og fra 30 m ned til terskeldypet sitter en stort sett igjen med tidevannet og trykkdrevne strømmer pga. horisontale tyngdeforskjeller. Tidevannet er ikke direkte en viktig faktor i vannutveksling pga. dens hørfrekvente karakter, men over tid bidrar også tidevannet til vertikalutvekslingen av salt mellom dypvannet og overflatelagene, og således virker tidevannsstrømmene som en kilde til blanding av vannmassene. Dette vil igjen legge tilrette for dypvannsutsiftning.

Den viktigste mekanismen for vannutsiftning er som regel trykkdrevne strømmer som skapes av horisontale tyngdeforskjeller. Tyngdeforskjellene i vannsøylen oppstår vanligvis i kystvannet utenfor fjorden, og skapes bl.a. av langsgående vinder eller indre bølger som forplanter seg langs kysten. For eksempel vil nordavind langs kysten føre overflatevannet ut fra land og dette erstattes med vann fra lenger nede i vannsøylen (oppstrømning langs en kyst). Varigheten og styrken på nordavinden, samt den lagdelingen som er i kystvannet når det starter å blåse, vil spille en rolle for hvor dypt ned i vannsøylen påvirkningen når. Som regel vil bare de øverste 50-100 m av vannsøylen påvirkes, og en får derfor relativt ofte utsiftning av vannmassene ned til dette nivået innover i fjordene. I tilfeller med kraftig og vedvarende vinder vil vannsøylen ned til terskeldypet påvirkes, og en kan få tilfeller der tungt vann føres inn fjordene og over terskeldypet der det eventuelt erstatter det eksisterende dypvannet dersom det er tungt nok. Utsiftning av bassengvann skjer ofte i perioden fra vinter til sommer, avhengig av bl.a. terskeldypet, mens utsiftning av vann over terskelnivået kan skje hyppigere (mer hyppig jo nærmere overflaten en kommer). Det kan forekomme store lokale variasjoner avhengig av topografi, vannmassekarakteristikk og vindklima mm.

#### *Undersøkelse av vannutsiftning i Førdefjorden*

Den viktigste komponenten for vannutsiftning i Førdefjorden, trykkdrevne strømmer pga. horisontale tyngdeforskjeller, er ikke undersøkt i tilstrekkelig omfang i forbindelse med den planlagte langvarige og omfattende dumpingen av gruveavfall. Hydrografiske undersøkelser gjennomført i Førdefjorden våren 2010 av Havforskningsinstituttet i forbindelse med kysttorskundersøkelser viser klart utsiftning av vannmassene under terskelnivåene. En grundig undersøkelse bør registrere verdier av saltholdighet og temperatur i vannsøylen både inne i fjorden og utenfor med en tidsoppløsning minst hver dag og en varighet på minst ett år (kan lett gjennomføres med en termistor-streng). Dessuten bør det måles strøm tilnærmet i hele vannsøylen både inne i og utenfor fjorden over en periode på flere måneder med tidsoppløsning minst hvert 20. minutt (dette kan lett gjennomføres med strømmålerrigger der 2-3 profilerende instrumenter er plassert). Denne informasjonen vil kvantifisere vannutsiftningen og kunne gi et utfyllende bilde om i hvor stor grad vannutsiftningen i fjorden påvirkes av forholdene på kysten. Parallelt med observasjonene bør en benytte det numeriske modellapparatet som allerede eksisterer (Roms) slik at modellen drives med relevante drivkrefter til også å simulere vannutveksling og utsiftning av bassengvann skapt av tyngdeforskjeller i kystvannet.

Vi har registrert en rapport (NIVA, 5662-2008) der det er gjennomført strømmålinger i dypbassenget nær bunnen og på terskeldypet til Førdefjorden. Det er også gjort noen målinger av tyngden av vannsøylen (ctd-profiler). Konklusjonen derfra var at vannmassene kunne forflyttes vertikalt fra 200 til 100 m dyp, samt at bunnvannsutsiftning kunne finne sted flere ganger i året. Utover disse resultatene, som burde motivere til å gjøre grundigere undersøkelser av vannutvekslingen i hele vannsøylen, har vi bare registrert en rekke mindre relevante undersøkelser og modellstudier som egner seg mer til å ta kelegge enn å klargjøre de faktiske forholdene i fjorden.

Spredning av partikler i vannmassene avhenger av en rekke faktorer: 1) strøm og sirkulasjonsmønster i resipienten, 2) styrke og hyppighet av dypvannsutsiftninger, 3) utslippsdybde for avgangsmassen, 4) størrelsesfordelingen av partiklene i avgangsmassen, 5) måten man bruker flokkuleringsvæske på, 6) mengde av ferskvann i avgangsmassen og 7) naturlig ferskvannsavrenning til fjordsystemet. NIVA har primært vært inne på en *kvalitativ* beskrivelse av disse prosessene, men det er ikke gjort noen integrert *kvantitativ* vurdering av hvordan disse faktorene samlet bidrar til å spre/holde tilbake avgangsmassene i resipienten. Dette er en forutsetning for å gi svar på de kritiske spørsmålene som nå henger i luften.

De minste partiklene vil synke svært langsomt. Eksempelvis er synkehastigheten på en 3 µm stor partikkel bare 1/100 av synkehastigheten til en 30 µm stor partikkel. Hvis oppdriften av ferskvannet som er iblandet avgangsmassen, er stor nok vil finfraksjonen føres oppover i vannmassene fra utslippspunktet og ikke nedover, men også langsomt synkende partikler vil spres over store avstander, sammen med eventuelle kjemikalier i utslippet. Hvordan er størrelsesspekteret for partiklene i avgangsmassen? Det er ikke mulig å beregne spredning uten slike data. Måten NIVA har sammenfattet alle de ulike delundersøkelsene på, bærer preg av utilstrekkelighet når det gjelder samlede kvantitative vurderinger. Vi tar høyde for at det kan være Nordic Mining som bestemmer hvor mye som skal utredes.

#### *Utslipp med ferskvann i slurry*

I følge rapportene skal avgangen slippes ut med opptil 800 m<sup>3</sup> ferskvann per time. Erfaring fra Dyngjadypet (Titania) viser at dette er med på å spre finpartiklene på en effektiv måte. For å bøte på denne effekten tenker man å pumpe opp saltvann og blande inn i slurrien. Hvis det opp-pumpede saltvannet er f.eks. 34.7 så trengs det 50 ganger mer sjøvann for å nå en saltholdighet på 34. Dette betyr at man må pumpe opp 38 000 m<sup>3</sup>/t eller 10 m<sup>3</sup> per sekund. Altså enorme mengder. Dette vil bli svært kostbart og fortynne slurrien til en (altfor) tynn suppe. Skal saltholdigheten økes til 25, trengs det ca 2000 m<sup>3</sup>/time. Men uansett hvor mye eller lite saltvann som blandes inn vil den potensielle stigeenergien forbli den samme. I prinsippet er altså oppdriftspotensialet uforandret om man iblander sjøvann i slurry'en. Det er fjerning av ferskvannet som kan bidra til å redusere oppdriftspotensialet, ikke tilførsel av sjøvann, og tynnere slurry bidrar også til mer spredning.

Vår konklusjon er at det må gjennomføres semirealistiske forsøk for å sjekke resuspensjon fra denne type utslipp. I Dyngjadypet var det en betydelig resuspensjon ved samme type utslipp, men NIVA har ikke brukt denne erfaringen og kaller den irrelevant. Man kan også stille spørsmål om gjenvinningsprosenten for ferskvann blir så høy som 80 %. For oss ser det ut som en påstand eller et ønske.

#### *Konklusjon*

Hovedpoenget vårt er at NIVA har fremhevet én prosess som i beste fall bare midlertidig kan holde slammet på plass. Slik er ikke naturen. Det foregår en rekke prosesser i fjorden som bidrar til spredning.

#### **Bruk av Magnafloc til binding av finfraksjonen**

NIVA har gjennomført et nytt forsøk med Magnafloc etter at den første KU'en ble lagt ut til høring (Bjerkeng *et al.* 2009). Forsøket er utført i en forsøkstank og turbiditet er målt umiddelbart etter tilsats av avgang og etter 1 time. Forsøket har sammenlignet turbiditet ved tilsats av Magnafloc i forskjellige konsentrasjoner sammenlignet med et forsøk uten tilsats av Magnafloc og finner at turbiditeten er mye lavere når avgangen tilsettes Magnafloc. Men hverken volum av forsøkstanken eller volum av avgang brukt i forsøket, er oppgitt. Det er heller ikke oppgitt om avgangen i forsøket

bestod av kun finfraksjon eller om den hadde en partikkelsammensetning lik den man antar at avgangen ut i Førdefjorden skal ha. Dermed er det vanskelig å vurdere hvor relevante resultatene fra dette forsøket er for storskala bruk av Magnafloc. Så vidt vi vet har ikke NIVA vist til erfaringer med bruk av Magnafloc i allerede igangsatte prosjekter.

### Effekter på torsk i Førdefjorden

Torsken i Førdefjorden klassifiseres som kysttorsk. Kysttorsken er knyttet til fjordene og de nære hav- og sokkelområdene utenfor. Genetisk sett finner man forskjeller mellom fjorder, noe som tyder på stedegne stammer. Bestandsstrukturen for torsk i Førdefjorden er ikke kartlagt. Kysttorsken bruker i stor grad fjordene som gyte- og oppvekstområder.

Kysttorsken har vært forvaltet samlet nord for 62°N. Her har nedgangen i bestandene vært høy siden 1994, og både fredning og rødlistemerking har vært foreslått. Bestandene av kysttorsk sør for 62°N viser tilsvarende negativ utvikling. Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) har anbefalt fangststopp på kysttorsk siden 2004. Fra 2009 er det satt i verk tiltak langs hele norskekysten for å gjenreise bestandene (se pressemeldinger hos Fiskeri- og kystdepartementet av 18.12.09, 19.12.09, 17.03.10 og 2.9.10 på [www.fkd.dep.no](http://www.fkd.dep.no)).

Fiskeridirektoratet har angitt tre gytefelt for torsk i Førdefjordsystemet: Redalsvika, Gjelsvika og Flokenes. Ut fra eggundersøkelsene som Havforskningsinstituttet gjennomførte i Førdefjorden i mars 2010 er det klart at Redalsvika er det viktigste gytefeltet, mens det også foregår gyting i betydelig grad i Gjelsvika (van der Meeren og Jørstad, 2010a). Begge disse områdene er i nærområdet til det planlagte utslippet av gruveavgang, og i særdeleshet Redalsvika som også er nedslagsfelt fra det planlagte landdeponiet i Engebødalen gjennom Grytelva. På Flokenes ble det ikke registrert egg så Redalsvika framstår derfor som det viktigste området for rekruttering av torsk i Førdefjorden. Ytterligere undersøkelser i Redalsvika i juni 2010 bekrefter dette ved at det her ble funnet 8-10 ganger så mange larver og tidlig yngel av torsk som tilsvarende områder i Norddalsfjorden og Gulen (van der Meeren og Jørstad, 2010b).

Gruveaktivitet i Engebøområdet forventes å påvirke gyte- og oppvekstområdet i Redalsvika på flere måter:

- 1) Endring av atferd hos torsk som er på vandring mot gytefeltene. (lyd, sprengninger, gruveslam)
- 2) Direkte effekter på larver og yngel av torsk. (gruveslam, sprengninger)
- 3) Indirekte effekter på larver og yngel av torsk. (ferskvann, byttedyr)

### *Gytetorskens atferd*

Den kjønnsmodne torsken vandrer inn til gytefeltene i perioden januar til mars. Eksakt hvordan torsken gjennomfører denne vandringen er ikke kjent for Førdefjorden. Torsken må uansett svømme relativt tett forbi Engebø for å komme inn i Redalsvika. Beskrivelser fra Canada, Shetland, og Barentshavet viser at torsken står dypt på vinteren og i perioden den vandrer mot gytefeltene (Jakobsen 1978, Godø og Michalsen 2000, Lawson og Rose 2000, Neat *et al.* 2006). Det er derfor sannsynlig at innvandrende gytetorsk kan komme i kontakt med deponiområdet i dypet. Mekanismene som torsken bruker for å finne tilbake til gytefeltene, er ikke kjent. Hvis den bruker terreng som "landemerker" vil dette bli kraftig endret av deponiet på fjordbunnen.

Atferdsendringer ved kontakt med finfraksjon fra gruveavgang vil være usikker og trolig avhengig av partikkelkonsentrasjon. Stor torsk kan enkelt unngå områder med høy partikkelkonsentrasjon

slik at vevskader på gjellene som ble rapportert av Humborstad *et al.* (2006) vil kunne unngås. Det finnes ikke felldata på hvordan partikkelkonsentrasjon påvirker torsk, og resultater fra laboratoriestudier kan vanskelig overføres til torsken i naturen (Meager og Batty 2007).

Det som vil påvirke gytetorsken mest er lyd og støy fra sprengningene og deponeringen. Torsken lager selv lyd i forbindelse med gyting og andre sosiale interaksjoner (Hawkins og Rasmussen 1978, Nordeide og Kjellesby 1999, Nilsson 2004). Dette betyr at den har et veletablert sanseapparat for å detektere lyd. Studier viser at torsken hører godt i området med infralyd (frekvenser < 20 Hz - Sand og Karlsen 1986) som vil genereres av sprengningene på land (Madshus 2009). Fisk reagerer sterkere på pulset lyd enn på et sammenhengende lydsignal (Blaxter *et al.* 1981), og et lydsignal med rask stighetid (for eksempel ved sprengninger) virker mer skremmende enn lange stighetider til samme nivå (Schwarz 1985). Fra de erfaringer man har med sprengninger og fisk, har det vært konkludert med at lydtrykknivået fra sprengningene vil ligge over skremmeterskelen for torsken, i hele fjordbassenget fra Engebø til andre siden av fjorden (Dalen 2009). At torsken skulle venne seg til lyden fra sprengningene vil være usannsynlig i dette fjordområdet, og sprengningene vil ikke bare skremme vekk gytetorsken fra Redalsvika, men også kunne skremme gytetorsk fra å vandre inn gjennom Ålasundet til gyteområder i de indre delene av Førdefjorden. Studier av gytefelt for torsk i andre fjorder og eggprøver tatt innenfor Ålasundet (van der Meeren og Jørstad 2010a) tyder på at slike gyteområder finnes, men de er ikke kartlagt. Som et mulig udokumentert eksempel på hvordan anleggsvirksomhet på land kan skremme torsk er det verd å merke seg at fangstene av gytetorsk inne på Redalsvika var mye lavere enn normalt da veien langs Redalsvika ble bygget i 1966 og 1967 (pers. komm. Harald Skjærliid, 687 Naustdal).

#### *Direkte effekter på larver og yngel*

Effekter av partikler og lydtrykk fra sprengninger er ikke vurdert på de tidlige livsstadiene (larver og tidlig yngel fra 4 til 50 mm lengde) av torsk. Torskens valg av gyteplass har sin årsak i hvilke områder som gir mest optimale forhold for overlevelse og vekst hos avkommet. Hos torsk har det vist seg at gyteplassene er lokalisert slik at egg og larver i liten grad transporteres ut av fjordsystemet (retensjon, se Knutsen 2006). Betydelige deler av neste generasjon vil derfor være samlet på et lite geografisk område i denne delen av livssyklusen (f.eks. i Redalsvika). Selv små påvirkninger i denne fasen kan gi store utslag på rekrutteringen.

Larver og tidlig yngel lever i de øverste vannlagene hvor de beiter på larvestadier av planktoniske krepser. I disse vannlagene er det naturlig forekomst av partikler (turbiditet), bl.a. planktoniske alger. Forsøk har vist at alger bedrer næringsinntaket hos torskelarver (van der Meeren *et al.* 2006). I dagene like etter klekking vil torskelarver filtrere og spise alger som er av samme størrelse som finfraksjonen av den knuste steinen fra graven (van der Meeren 1993). Et utilsiktet utslipp av partikler fra landdeponiet i Engebødalen eller ved Engebøkaien vil tilføre partikler i høye konsentrasjoner til Redalsvika (Rosten *et al.* 2008) som kommer i tillegg til den naturlige forekommende turbiditeten. Larvene vil ikke kunne unngå utslippet på grunn av begrenset rekkevidde og svømmeaktivitet. Det finnes ingen studier som har undersøkt effekter på torskelarver av økte partikkelkonsentrasjoner utover den naturlige forekommende turbiditeten. Imidlertid er det gjort undersøkelser på eldre torsk i størrelsesområdet 10 til 30 cm (Meager *et al.* 2006, Meager og Batty 2007, Meager og Utne-Palm 2008). Siden torsk av denne størrelsen er fysiologisk lik voksen torsk kan ikke resultatene fra disse studiene automatisk overføres til larver og tidlig yngel. Hos fiskelarver av andre arter er det observert betydelig nedgang i fangst av byttedyr ved partikkelkonsentrasjoner i området 50-80 mg/liter (Utne-Palm 2004, Salonen og Engström-Öst

2010). Nedgang i matinntak kan ha dramatiske effekter på en fiskelarves mulighet for å overleve i sjøen.

I forhold til lydtrykk fra sprengninger er det kun gjort ett studium på tidlige stadier hos torsk (Dalen *et al.* 1996). Lydtrykkene i denne studien var imidlertid over det som er forventet fra gruveaktivitet i Engebøfjellet, og derfor ikke relevante for å trekke endelige konklusjoner. Imidlertid er det innenfor partikkelhastigheter som er antatt å oppstå ved sprengninger i Engebøfjellet (Madshus 2009) observert at sprengninger på land førte til atferdsmessige stressreaksjoner hos torskelarver og yngel på et oppdrettsanlegg i Vatsfjorden (Dalen 2009).

Sprengningsaktiviteten førte også til steinpartikler i vannet som ble sugd inn gjennom inntaksledningen i yngelanlegget. Kombinasjonen av sprengninger og forhøyet turbiditet på grunn av steinstøv førte til betydelig økning av dødeligheten blant larver og yngel i anlegget. Direkte effekter av sprengninger og utilsiktet utslipp av partikler til Redalsvika kan derfor ikke utelukkes.

#### *Indirekte effekter på larver og yngel*

Det er så langt i saksgangen ikke utredet hvilken effekt dumping av gruvemasser vil ha på viktige arter av plankton i fjorden. Som eksempel vil vi nevne raudåten (*Calanus finmarchicus*) som er en nøkkelart for rekruttering hos bestandene av fisk i fjorden. Raudåten overvintrer i dypet av fjordene for å unngå å bli spist av mesopelagisk fisk (predasjon). Overvintringen skjer typisk mellom 150 og 300 m, eller dypere (Baliño og Aksnes 1993, Bagøien *et al.* 2001). Vinterdødelighet for raudåten er avgjørende for størrelsen av raudåtebestanden som kommer til overflaten i mars og gyter. Torskelarvene vil være helt avhengige av larvestadiene (naupliene) til raudåten for å skaffe seg tilstrekkelig med mat, og torsken overlapper derfor sitt gytetidspunkt med raudåtenes gyting. God mattilgang og hurtig vekst er en nødvendighet for torskelarvenes overlevelse (van der Meeren 1993). Tilførsel av gruvemasser ved bunnen av Førdefjorden kan derfor indirekte få store konsekvenser for torskens rekruttering i området ved å redusere torskelarvenes mattilgang. Det er ikke undersøkt eller utredet hvordan raudåte vil reagere på finpartikulært materiale som gruveavgangen representerer. Det kan tenkes at det vil føre til økt dødelighet i seg selv, fordi partikkelmengden kan bli høy i vannlagene nær bunnen. Det kan også tenkes at partikkelskyene vil endre raudåtenes atferd og tvinge raudåten oppover i vannmassen. Dette vil øke sårbarheten for predasjon fra mesopelagisk fisk. I begge tilfeller vil raudåtebestanden og derved torskelarvenes mattilgang reduseres. Gjennom utskiftninger av bunnvannet kan finpartikulært materiale bringes høyere opp i vannsøylen (Bjerkeng og Sundfjord 2009, van der Meeren og Jørstad 2010b), noe som vil omfatte hele den overvintrende bestanden av raudåte. Ved heving av bunnen i utslippsområdet vil man over tid få økt strømhastighet på grunn av indre bølger (Staalstrøm og Lundmark Daae 2009). Dette kan tenkes å gjøre området mellom Redalsvika og Gjelsvika uegnet for overvintring av raudåte.

#### **Effekter på annen fisk i Førdefjorden**

Bjelland og Helle (2008) har vurdert forekomst av dypvannsfisk i Førdefjorden og konkluderer med at deponering av avgangsmasser på fjordbunnen i Førdefjorden vil i praksis medføre at dette habitatet forsvinner som leveområde for dypvannsfisk. Dette vil medføre at bestanden av skolest mest sannsynlig vil forsvinne fra dette dypbassenget. Det samme vil sannsynligvis gjelde for spisskaten. En del av blålangens leveområde i dette dypbassenget vil også forsvinne, så denne arten vil også påvirkes meget negativt av tiltaket. Det samme gjelder sannsynligvis også for brosme, mens artene vanlig uer og lange er mer knyttet til skråningene og vil ha store deler av dette leveområdet tilgjengelig såfremt de deponerte løsmassene sedimenteres raskt og ikke påvirker

skråningene. For breiflabben så vil det potensielle gyteområdet dette dypbassenget representerer, falle bort. Lysing og pigghå vil sannsynligvis også påvirkes negativt av tiltaket, men i langt mindre grad enn de foregående artene da dypvannsområdene sannsynligvis er mindre viktig for disse artene. For artene lyr og sei vil bortfallet av dypbassenget som leveområde sannsynligvis kun ha liten negativ konsekvens.

Tre av artene i området er rødlistet (blålange, uer og pigghå). Det kan også tenkes at tiltaket kan medføre andre effekter for dypvannsfisk i området. Mange av artene er avhengig av byttedyr som utnytter dypet av fjorden. Skolesten har reker som en viktig del av dietten, og disse er tilknyttet bunnen av fjorden. Vertikalvandrende bytteorganismer som krill, hoppekreps (bl.a. raudåte), pelagiske reker, mesopelagisk fisk (laksesild og lysprikkfisk) er viktige deler av næringskjeden i fjordene, og disse beveger seg gjennom hele vannsøylen i løpet av døgnet. Eventuelle negative effekter på disse artene ved deponering av avgangsmasser i dypbassenget vil også kunne få følger for mange av fiskebestandene i fjorden gjennom redusert vekst eller skifte av beiteområde.

Gytefelter av annen marin fisk enn torsk er ikke undersøkt for det aktuelle deponiområdet i Førdefjorden. Momenter som er nevnt ovenfor når det gjelder påvirkninger på torsk, vil også i større eller mindre grad gjelde for andre fiskearter (spesielt for torskefisk som lyr og sei). I den grad det finnes gytefelt for antatt mindre sårbare arter som lyr og sei kan disse også i forhold til gyting og rekruttering påvirkes negativt av gruveaktiviteten og utslippene.

#### *Konklusjoner på fisk*

- 1) Deponering av gruveavgang vil føre til tap av leveområde både for bunnlevende organismer og dypvannsfisk
- 2) Torskens valg av Redalsvika som gyteområde skyldes at forholdene her er best for larvenes overlevelse og vekst. Det er overveiende sannsynlig at gytmoden torsk vil skremmes vekk av gruveaktiviteten og finne mindre optimale steder å gyte.
- 3) Tilførsel av partikler fra steinstøv til Redalsvika vil kunne ha negative konsekvenser for fiskelarver og yngel, avhengig av konsentrasjonen.
- 4) Lydtrykk fra sprengninger i Engebøfjellet kan øke stressnivået hos larver og yngel i Redalsvika.
- 5) Fiskelarver er helt avhengig av larvestadiene til raudåta for å overleve. Effekter av finpartikulært materiale på raudåtens overlevelse gjennom vinteren er ikke undersøkt eller utredet. Det er imidlertid sannsynlig at deponering i dypet vil øke dødeligheten hos overvintrende raudåte, og derved få negative konsekvenser for larver av torsk og andre fiskearter.
- 6) Det er ikke undersøkt om andre fiskearter enn torsk benytter deponiområdet som gytefelt. Sprengningene vil også kunne skremme vekk annen fisk enn torsk fra eventuelle gytefelter, spesielt andre torskefisk som sei og lyr.
- 7) Naturlige variasjoner i predatortetthet og byttedyr fører til store svingninger i rekrutteringen hos fisk. Eventuelle negative effekter fra den planlagte gruveaktiviteten vil komme som en ekstra belastning. Dette kan føre til reduksjon i rekrutteringen for fiskearter som benytter det berørte fjordområdet som gytefelt og oppvekstområde for larver/yngel. Negative effekter på fiskebestandene kan nå langt ut over deponiområdet.

#### **Bruk av ferskvann og effekter på fisk og skalldyr i vassdragene**

I følge Nordkyn (2009) vil gruvedrift i Engebøfjellet forbruke 3.-4.000 m<sup>3</sup> industrivann per time. 80-90 % av dette skal resirkuleres. Det betyr at forbruket av ferskvann (som ikke vil bli resirkulert) vil være på mellom 300 og 800 m<sup>3</sup> per time.



Havforskningsinstituttet har tidligere fått opplyst fra Nordic Mining at de skal søke NVE om bruk av ferskvann til industriprosessene, men det går ikke frem av de nye delrapportene om dette er gjort. Vi vet ikke hvilke vassdrag som blir berørt, eller i hvilken grad de blir berørt. Det betyr at konsekvenser for fisk og skalldyr i disse vassdragene er uavklarte.

### *Ål*

Ålen er oppført på Artsdatabankens rødliste som en kritisk truet art og er totalfredet f.o.m. 2010 ([www.fiskeridir.no](http://www.fiskeridir.no)). Ål er påvist i både Grytaelva og Redalselva på østsiden av Engebøfjellet. ”De forholdsvis gode fangstene av ål av ulik størrelse og alder, tilsier at Grytaelva er et viktig oppvekstområde for ål med tilhørighet i Førdefjorden” (Bremset *et al.* 2009). Mye ål ble funnet i Redalselva i 2007 av Rådgivende Biologer, også glassål som nylig hadde vandret opp fra havet (Kålås og Overvoll 2007). Dette tyder på at også Redalselva er et oppvekstområde for ålen.

### *Elvemusling*

Havforskningsinstituttet er nylig blitt gjort oppmerksom på at Redalselva er en av få elver i Sunnfjord-/Nordfjord-regionen med en elvemuslingbestand (Kålås og Overvoll 2007). Forekomsten av elvemusling i Redalselva ble kartlagt i 2007, og da fant man larver på gjeller av sjøørret. Nye undersøkelser i 2010 påviste flere eldre individ i elven (pers. komm. Kålås). Elvemuslingbestanden i Redalselva er fåtallig og forgubbet, sannsynligvis fordi for næringsrikt vann gir dårlige oppvekstvilkår for yngelen.

Elvemusling er på tilbakegang og er derfor kategorisert som sårbar på Artsdatabankens rødliste. Den regnes av mange som den mest truede ferskvannsmuslingen i verden. Siden Norge utgjør et kjerneområde for elvemuslingen (30 % av verdens elvemuslingbestander), har vi et spesielt ansvar for å verne om denne arten. Direktoratet for naturforvaltning kom i 2006 med en spesiell handlingsplan for elvemuslingen. Forvaltningsmålet er at det skal finnes livskraftige bestander av arten i hele Norge, og at alle naturlige bestander skal opprettholdes eller forbedres.

Elvemuslingen trives best i elver med klart vann og god vanngjennomstrømming. Artens tilbakegang kan skyldes bl.a. habitatødeleggelse, vassdragsregulering, endringer i vertsbestander av fisk og lokale skadelige utslipp. Endring av vannstanden i Redalselva vil sannsynligvis ha en negativ effekt på elvemuslingbestanden. Det er videre viktig å være klar over at siden de nyklekte larvene lever parasittisk på gjellene av laks eller ørret det første leveåret, vil en tilbakegang av sjøørret- og/eller laksebestanden ha en direkte negativ effekt på muslingbestanden.

### *Torsk*

Effekten av å endre tilførselen av ferskvann til torskens gyteområde i Redalsvika har ikke vært vurdert i KU'en. Den planlagte gruvevirksomheten vil kreve bruk av større mengder ferskvann. To av de nærmeste vannkildene er Grytelva og Redalselva som begge renner ut i Redalsvika (Liavika). Fjerning av vann fra disse elvene kan ha effekter på sirkulasjon og hydrografiske forhold i Redalsvika, særlig i overflatelagene. Larver og tidlig yngel av torsk befinner seg vanligvis i de øverste 10 m og vil derfor være sårbare for endringer i dette vannsjiktet. De økologiske konsekvensene av redusert ferskvannstilførsel vil være uoversiktlige, men det kan tenkes at dette vil føre til redusert mattilgang eller økt predasjon på de tidlige livsstadiene hos torsken.

### *Konklusjon*

KU'en mangler en plan for bruk av ferskvannkilder, og det er ikke utredet hvordan redusert vannførsel i de nærmeste vassdragene vil påvirke bestandene av sjøørret, laks, elvemusling og ål, eller gyte- og oppvekstområdet til kysttorsk i Redalsvika.

## Hva er verdien av en fjord?

Velfungerende økosystemer er en forutsetning for at mennesker og menneskesamfunn skal kunne eksistere. Med begrepet "økosystemtjenester" menes den nytten mennesker har av økosystemene. Begrepet er nå allment brukt, bl.a. i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD).

Kun en liten del av økosystemtjenestene kan verdsettes økonomisk. Dette skyldes bl.a. de begrensningene som ligger i økonomiske verdsettingsmetoder og at de fleste økosystemtjenester er fellesgoder som ikke kan omsettes. Det er likevel gjort mye arbeid for å prøve å identifisere, kategorisere og verdsette økosystemtjenester. To viktige initiativ er The Millenium Ecosystem Assessment (2005) (MEA) og The Economics of Ecosystems and Biodiversity (ten Brink *et al.* 2009). MEA deler økosystemtjenester i fire grupper:

- Produserende: produkter menneskene får fra økosystemer
- Kulturelle: f.eks. rekreasjon, estetiske opplevelser og følelse av tilknytning og identitet
- Regulerende: f.eks. regulering av klima, rensing av vann og erosjonskontroll
- Støttende: grunnleggende økosystemtjenester som er nødvendige for alle andre økosystemtjenester. Opprettholdelsen av disse tjenestene, f.eks. primær produksjon og biodiversitet, er avgjørende for å bevare bærekraftigheten til økosystemene

Havforskningsinstituttet mener at de store naturinngrepene som det planlagte prosjektet vil medføre, kommer til å forringe økosystemtjenestene som Førdefjorden per i dag gir. Stikkord er biodiversitet, vannkvalitet, sårbare og truede arter, fiskeri, ren sjømat, oppdrett, turisme og rekreasjon.

Produserende økosystemtjenester som vil påvirkes og forringes av et sjødeponi er flere fiskebestander og fiskeri. Dette har vi utdypet, med særlig vekt på kysttorsk.

Havforskningsinstituttet er informert om at en samlet sjømatnæring i Norge går i mot gruveplanene. Kulturelle økosystemtjenester som trolig vil forringes, er turisme og folks mulighet for rekreasjon gjennom bruk av fjorden. Av støttende økosystemtjenester er det særlig biodiversiteten i fjorden og/eller nærliggende vassdrag som vil forringes av gruvedrift og fjorddeponi. Biologisk mangfold har en direkte bruksverdi, men like viktig er den indirekte bruksverdien og den immaterielle verdien (St.meld. 12 (2001-2002) "Rikt hav"). Indirekte bruksverdi omfatter bl.a. biologisk produksjon og økologisk stabilitet. Immaterielle verdier er knyttet til kommende generasjoners muligheter og livskvalitet og til ønsket om å ta vare på landskap og natur som en del av vår kulturarv.

Bunnfaunaen i Førdefjorden er karakterisert som nokså rik sammenlignet med andre vestlandsfjorder, med en overvekt av arter som krever gode forhold (Rygg 2008). Fjorddeponiet vil ha en stor effekt på bunnsamfunnet og selv om en rekolonisering vil finne sted, vet man ikke hvilke arter som vil etablere seg etter at deponeringen opphører. Vi vet heller ikke hvordan deponiet og gruvedriften vil påvirke bestandene av sårbare og truede arter av fisk og skalldyr (ål, kysttorsk, blålange, uer, pigghå og elvemusling), eller laksebestanden i det nasjonale laksevassdraget Naustad (Havforskningsinstituttets høringsuttalelse av 28.09.2009).

## Hovedkonklusjon

Vår hovedkonklusjon blir som tidligere at en forurensning av den størrelse og varighet som her planlegges, ikke representerer en bærekraftig bruk av Førdefjorden. Selv om vi påpeker en rekke vesentlige mangler i konsekvensutredningen og hvordan noen av disse kan rettes på, så mener vi at

man ikke kan utrede seg bort fra at avfallsdumpingen kan få store følger og strider mot miljømålene i Vannforskriften og i en rekke andre lover og meldinger, f.eks. Forurensningsloven, Havressursloven og Naturmangfoldloven.

Vennlig hilsen



Ole Arve Misund  
Forskningsdirektør



Guldborg Søvik  
Forsker

Vedlegg 1:

Liste med referanser

Kopi

Fiskeri- og kystdepartementet  
Miljøverndepartementet  
Fylkesmannen i Sogn og Fjordane  
Fiskeridirektoratet  
Fiskeridirektoratet, Region Vest  
Direktoratet for Naturforvaltning  
Fiskarlaget

## Referanseliste

- Asplin, L., Salvanes, A.G.V. og Kristoffersen, J.B. (1999). Non-local wind-driven fjord-coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment, *Fisheries Oceanography* **8**: 255-263.
- Aure, J., Molvær, J., Stigebrandt, A. (1997). Observations of inshore water exchange forced by a fluctuating offshore density field. *Mar. Pollut. Bull.* **33**: 112-119, doi:10.1016/S0025-326X(97) 00005-2.
- Bagøien, E., Kaartvedt, S., Aksnes, D.L., & Eiane, K. (2001). Vertical distribution and mortality of overwintering *Calanus*.
- Baliño, B.M. & Aksnes, D.L. (1993). Winter distribution and migration of the sound scattering layers, zooplankton and micronekton in Masfjorden, western Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **102**: 35–50.
- Bjelland, O. & Helle, K. (2008). Dypvannsfisk i Førdefjorden. Sannsynlighet for miljøkonsekvenser for bestander av dypvannsfisk som følge av dypvannsdeponi av gruveavgang fra rutil-utvinning i Engebøfjellet, Naustdal kommune. *Havforskningsinstituttet, Rapport fra Havforskningen Nr. 9-2009*. 11 pp.
- Bjerkeng, B. & Sundfjord, A. (2009). Beregning av spredning av avgang i Førdefjorden fra planlagt gruvevirksomhet for Nordic Mining. *NIVA Notat O-27199 WP10*. 28 pp.
- Bjerkeng, B., Molvær, J. og Skei, J. (2009). Kommentarer til Havforskningsinstituttets høringsuttalelse til søknad om utslippstillatelse for utvinning av rutil i Engebøfjellet. – Transport og spredning av gruveavgang i Førdefjorden. *NIVA Rapport 5875*. 40 pp.
- Blaxter, J.H.S., Gray J.A.B. & Denton E.J. 1981. Sound and startle response in herring shoals. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **61**: 851-870.
- Booman, C., Dalen, J., Leivestad, H., Levesen, A., van der Meeren, T. & Toklum, K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. *Fisken og Havet* **3**: 83 pp.
- Bremset, G., Helland, I.P. og Uglem, I. (2009). Konsekvenser av gruvevirksomhet i Engebøfjellet for laksefisk i Nausta, Grytelva og Stølselva. Temarapport i KU-program knyttet til planer om rutilutvinning ved Førdefjorden – *NINA Rapport 416*, 69 pp.
- Dalen, J. (2009). Utvinning av rutil i Engebøfjellet, Naustdal kommune - vurdering av effekter på fisk i oppdrettsanlegg i Førdefjorden. *Havforskningsinstituttet, brev av 10.02.09 til NIVA*. (saksframlegg nr. 24, Naustdal kommune).
- Dalen, J. (2009). Vurdering av påvirkninger på torskelarver og -yngel i landbasert oppdrettsanlegg fra sprengninger på land og i sjøbunnen, og fra steinstøv i sjøvannet. *Havforskningsinstituttet, Utredning for Advokatfirmaet Schjødt DA, Oslo*. 36 pp.
- Farmer, D.M. og Freeland, H.J. (1983). The physical oceanography of fjords, *Progress in Oceanography*, **12**: 147-220.

- Godø, R. & Michalsen, K. (2000). Migratory behaviour of north-east Arctic cod, studied by use of data storage tags. *Fisheries Research* **48**: 127-140.
- Hawkins, A.D. & Rasmussen, K.J. (1978). The calls of gadoid fish. *J. mar. biol. Ass. U.K.* **58**: 891-911.
- Humborstad, O.-B., Jørgensen, T. & Grotmol, S. (2006). Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **309**: 247–254.
- Knutsen, H. (2006). Kysttorskens egg blir i fjordene. *Havforskningsinstituttet, Havforskningsnytt 10/2006*. 2 pp.
- Kålås, S. og Overvoll, O. (2007). Kartlegging av elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.) i Sogn og Fjordane. *Rådgivende Biologer AS rapport 1049*, 38 pp.
- Lawson, G.L. og Rose, G.A. (2000). Seasonal distribution and movements of coastal cod (*Gadus morhua* L.) in Placentia Bay, Newfoundland. *Fisheries Research* **49**: 61-75.
- Jakobsen, T. (1978). Skreiinnsiget i Lofoten i 1977. *Fisken og Havet*, **1-1978**: 9-19.
- Madshus, C. (2009). Virkning på fisk – Estimerte vibrasjoner på sjøbunn fra sprengning i Engebøfjellet. *NGI Teknisk notat 03.06.08, revidert 10.02.09*. (saksframlegg nr. 30, Naustdal kommune).
- Meager, J.J., Domenici, P., Shingles, A. & Utne-Palm, A.C. (2006). Escape responses in juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* L.: the effects of turbidity and predator speed. *The Journal of Experimental Biology* **209**: 4174-4184.
- Meager, J.J. og Batty, R.S. (2007). Effects of turbidity on the spontaneous and prey-searching activity of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Phil. Trans. R. Soc. B* **362**: 2123–2130.
- Meager, J.J. og Utne-Palm, A.C. (2008). Effect of turbidity on habitat preference of juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Environ. Biol. Fish.* **81**: 149–155.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Millennium Ecosystem Assessment Series Vol. 1: 948 s.
- Neat, F.C., Wright, P.J., Zuur, A.F., Gibb, I.M., Gibb, F.M., Tulett, D., Righton, D.A. og Turner, R.J. (2006). Residency and depth movements of a coastal group of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Marine Biology* **148**: 643–654.
- Nilsson, J. (2004). Acoustic behaviour of spawning cod (*Gadus morhua* L.). *Hovedfagsoppgave i marinbiologi ved Biologisk institutt, Universitetet i Bergen*.
- Nordeide, J.T. og Kjellsby, E. (1999). Sound from spawning cod at their spawning grounds. *ICES Journal of Marine Science* **56**: 326-332.
- Nordkyn, P. I. (2009). Rutilutvinning i Engebøfjellet. Konsept beskrivelse av utslippsarrangement. *Delrapport #34 i KU*.

- Rosten, T., Dale, T., Kvassnes, A., Staalstrøm, A. og Urke, H. (2008). Effekten av forhøyet innhold av mineralske partikler i vannet med hensyn til villfisk og oppdrett av fisk og skalldyr. Konsekvensvurdering. *NIVA Rapport L.NR. 5692-2008*. 39 pp.
- Rygg, B. Dyrelivet på bunnen av Førdefjorden og bunnsedimentenes sammensetning. Undersøkelser i 2007. *NIVA Rapport*, 24 pp.
- Salonen, M. og Engström-Öst, J. (2010). Prey capture of pike *Esox lucius* larvae in turbid water. *Journal of Fish Biology* **76**: 2591–2596.
- Sand, O. og Karlsen, H.E., 1986. Detection of infrasound by the Atlantic Cod. *J. Exp. Biol.*, **123**: 197-204.
- Schwarz, A.L. 1985. The behavior of fishes in their acoustic environment. *Environ. Biol. Fishes.* **13**: 3-15.
- Staalstrøm, A. og Lundmark Daae, K. (2009). Strømforhold i Førdefjorden utenfor Engebøfjellet. Tredimensjonal modellering av strømforholdene i vannsøylen ved endring av bunntopografi. *NIVA Rapport L.NR. 5841-2009*. 39 pp.
- Sundfjord, V.N. (2010). Volume transport due to coastal wind-driven internal pulses in the Hardangerfjord. Masteroppgave, Institutt for geofysikk, Universitetet i Oslo, 62 pp.
- Utne-Palm, A.C. (2004). Effects of larvae ontogeny, turbidity, and turbulence on prey attack rate and swimming activity of Atlantic herring larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **310**: 147– 161.
- ten Brink, P., Berghöfer, A., Schröter-Schlaack, C., Sukhdev, P., Vakrou, A., White, S. og Wittmer, H. (2009). TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature 2009. Wesseling, Germany.
- van der Meeren, T. (1993). Feeding ecology, nutrition and growth in young cod (*Gadus morhua* L.) larvae. *Dr. Scient degree Synopsis, University of Bergen. ISBN 82-7744-004-9*. 124 pp.
- van der Meeren, T., Mangor-Jensen, A., og Pickova, J. (2007). The effect of green water and light intensity on survival, growth and lipid composition in Atlantic cod (*Gadus morhua*) during intensive larval rearing. *Aquaculture* **265**: 206-217.
- van der Meeren, T. og Jørstad, K.E. (2010). Vurderinger av data fra tokt samlet inn i Førdefjorden, 1. juni 2010. *Toktrapport Havforskningsinstituttet/ISSN 1503-6294/ Nr.3-2010*. 9 pp.
- van der Meeren, T. og Jørstad, K.E. (2010). Vurderinger av data fra tokt samlet inn i Førdefjorden, 5-6 mars 2010. *Toktrapport Havforskningsinstituttet/ISSN 1503-6294/ Nr.1-2010*. 8 pp.