

Marinbiologisk tilleggsundersøkelse i Førdefjorden

Nordic Rutile AS

Rapport Nr.: 2014-1193, Rev 01

Dokument Nr.: 18BHORT-10

Dato: 2014-11-10



Prosjekt navn: Kartlegging Engebø
Rapport tittel: Marinbiologisk tilleggsundersøkelse i Førdefjorden
Kunde: Nordic Rutile AS,
Vika Atrium
Munkedamsveien 45
0250 Oslo
Kontaktperson: Mona Schanche
Dato for utgivelse: 2014-11-10
Prosjekt Nr.: PP079572
Organisasjonenshet: Environmental Risk Management
Rapport Nr.: 2014-1193, Rev. 1
Dokument Nr.: 18BHORT-10

DNV GL Environmental Risk Management
Environmental Risk Assessment and Technology
P.O. Box 300
1322 Høvik
Norway
Tel: + 47 67 57 99 00
NO 945 748 931 MVA

Sammendrag:

Se konkluderende sammendrag.

Utarbeidet av:

Øyvind Fjukmoen, Senior Consultant
Henrik, Jonsson, Senior Consultant
Lee Hankinson, Consultant
Fredrik Melsom, Consultant

Verifisert av:

FOR
Sam Arne Nøland
Senior Principal Specialist

Godkjent av:

Tor Jensen
Vice President – Head of Department

- Unrestricted distribution (internal and external)
 Unrestricted distribution within DNV GL
 Limited distribution within DNV GL after 3 years
 No distribution (confidential)
 Secret

Nøkkelord:

Mining, ROV, Fish, Environment, Fjord, visual mapping

Referanse til deler av denne rapporten som kan føle til misoppfattelse av innholdet er ikke tillatt.

Rev. Nr.	Dato	Årsak for utgivelse	Utarbeidet av	Verifisert av	Godkjent av
01	11.11.14	Feil i registrering av lange, mangelfulle referanser, utvidet metodebeskrivelse	Øyvind Fjukmoen, Henrik Johnsson, Fredrik Melsom	Sam Arne Nøland	Tor Jensen

Innholdsfortegnelse

1	INNLEDNING	4
1.1	Bakgrunn	4
1.2	Konkluderende sammendrag	4
2	VISUELL KARTLEGGING	6
2.1	Innledning	6
2.2	Materiale og metoder	6
2.3	Resultater	8
2.4	Diskusjon og konklusjon	15
3	INNSAMLING AV FISK, FISKEEGG OG FISKELARVER	16
3.1	Innledning	16
3.2	Materiale og Metoder	16
3.3	Resultater	22
3.4	Diskusjon og konklusjon	24
4	EFFEKTIVURDERING AV FJORDDEPONI	31
4.1	Innledning	31
4.2	Bakgrunn	31
4.3	Effektgrenser for fisk som følge av økt partikkelkonsentrasjon i vannsøylen	32
4.4	Effektgrenser i filtrerende organismer som følge av økt partikkelkonsentrasjon i vannsøylen	34
4.5	Effektgrenser for nedslamming	35
5	PARTIKKELSPREDNING OG EFFEKTIVURDERING – SAMLET VURDERING	35
6	REFERANSER	42

Kommentarer til rev.1

I førsteutgaven av denne rapporten, utgitt 15.09.2014, ble fire observasjoner av blålange feilaktig registrert som lange. Blålange er en rødlistet art. Vi valgt å utgi en ny versjon av rapporten for å rette opp dette. I tillegg har vi valgt å rette opp noen mindre feil, mangelfulle referanser samt utdype kartleggings- og fangstmetodene som har vært benyttet. Rapporten er i tillegg noe omstrukturert.

Tor Jensen, Dr. Scient

Vice President

Head of Department, Environmental Risk Management

1 INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

På vegne av Nordic Mining ASA har DNV GL gjennomført marinbiologiske undersøkelser som inkluderte innsamling av fisk, fiskeegg og larver, samt en visuell kartlegging med mini undervannsbåt (ROV). Hensikten med undersøkelsene har vært «å kartlegge eventuell tilstedeværelse av koraller eller svamp, andre verdifulle arter eller naturtyper» samt tilstedeværelse av fisk som kunne tenkes å bruke sjøbunnen i deponiet som gyte- eller oppvekstområder.

Det ble i mai 2013 utarbeidet et program for marinbiologiske kartlegginger basert på tilleggskrav fra Miljødepartementet (ref.12/3195 av 30.mai 2013). Tilleggskravene er gjengitt i faktaboksen til høyre.

Denne rapporten presenterer resultatene fra kartleggingene samt en vurdering av sannsynlige effekter basert på litteraturstudie, de undersøkelsene som er gjennomført tidligere ressurskartlegginger i deponiområdet (utbredelse av fauna) og modellert spredning av partikler (konsentrasjoner av partikler).

1.2 Konkluderende sammendrag

Undersøkelsene har vist:

- Tetthet av arter som ble registrert på mudderbunnen var generelt lav, men med høyere individ tetthet av hardbunnsfauna langs den nesten loddrette bergveggen som gikk ned til flat mudderbunn i fjorden
- Ingen registreringer av dypvannskoraller
- Det ble totalt registrert 25 fiskearter (basert på innsamling av egg, fiske og visuell kartlegging)
- Fiskefaunaen var dominert av bruskfisk i perioden da undersøkelsen fant sted. Havmus og hågjel samt enkelte skatearter bruker trolig området som oppvekstområde.
- Det ble registrert to rødliste-arter, ål og blålange i fjorden; ål i grunnere deler og blålange langs bunnen i dype deler av fjorden. Begge artene er rødlistet på grunn sterkt nedgang, blålange spesielt i forhold til overbeskatning.
- Det ble fanget noe torsk i grunne deler av fjorden. Torsk ble ikke registrert i dypere deler av fjorden i forbindelse med visuell kartlegging i mars, og heller ikke i garn satt ut i mai.
- Det ble funnet store mengder pelagiske egg som er identifisert som langeegg i et av håvtrekkene. Undersøkelsen har ikke avdekket hvilken langeart eggene tilhører (lange eller blålange) eller hvor i fjorden gytingen kan ha foregått.
- Torskeegg i prøvene indikerer gytefelt for torsk i nærområdet til deponiområdet.

Tilleggskrav fra Miljødepartementet i forbindelse med reguleringsplan og utslippstillatelse For Engebøfjellet: pkt 2 med tittel: «Ytterligere kartlegging av eventuelle gyteområder for fisk og av truede, nær truede og verdifulle arter og naturtyper i deponiområdet – undersøkelsesprogram. Departementet har følgende tilleggskrav og justeringer utover det bedriften har oversendt i sitt forslag til undersøkelsesprogram av 14. mai 2013.

a) ROV-transektene skal forlenges til å omfatte også skråningen fra sjøbunnen og opp til overflaten i sørsiden av deponiet. Antall ROV-transekter skal suppleres med to ytterligere transekter. Transektene skal plasseres slik at det er størst mulig sannsynlighet for å fange opp arter som er sårbare mot nedslamming av partikler, med vekt på koraller og svamper. For øvrig skal det vektlegges å dekke et mest mulig representativt utsnitt av deponiområdet. Undersøkelsene skal gjennomføres på det tidspunkt hvor det er mest sannsynlig å fange opp eventuell gytende fisk ved bunnen.

b) Ål er en kritisk truet og fredet art. Prøvefiske er avhengig av tillatelse fra Fiskeridirektoratet. Prøvefiske skal baseres på best mulig kunnskap om hvor og når det er sannsynlig å fange ål. Prøvefiske skal gjennomføres med mulig skånsomt og fanget fisk settes ut igjen, og for øvrig skje i henhold til betingelser fastsatt gjennom tillatelsen.

Fiskeegg og larver i vannmassene driver med strømmen og prøvetaking må lokaliseres slik at egg og larver som driver gjennom deponiområdet fanges opp. Tidspunkt og varighet for denne prøvetakingen skal bestemmes av når det er mest sannsynlig å finne fiskeegg/larver av de viktigste artene i vannmassene, og ikke av når øvrige undersøkelser gjennomføres slik det er foreslått.»

Forventede effekter

SINTEF har modellert spredning av avgangen til deponiområdet over ett år. De har også modellert to mulige framtidsscenarioer, et på 25 års drift og et annet på 50 års drift. Framtidsscenarioene tar utgangspunkt i situasjonen i mars, noe som er gunstig da dette er en periode hvor gyting vil foregå for flere arter i fjorden. Basert på modellen vil en ha følgende situasjon etter 50 års drift:

- **På bunnen:** Hauger av deponert masse avsatt på bunnen som når opp til 180 m dyp. Avgang dekker bunnen i hele deponiområdet.
- **I vannsøylen:** Vannmassene dypere enn 130 m vil ha en partikkelkonsentrasjon >1 mg/l, dvs. fra overflaten ned til 130 m vil partikkelkonsentrasjonen være ned mot bakgrunnsnivå.

Disse to forholdene er vurdert opp mot mulige effekter og konsekvenser for bunnlevende organismer og organismer som lever i vannsøylen (fisk og egg). Vurderingen baserer seg på utført kartlegging-/undersøkelser og generell kunnskap, noe dokumentert i litteratur men også noen antagelser der det mangler data.

Bunnlevende organismer

Avgangen vil påvirke faunaen som er tilknyttet bunnen (bløtbunnsfauna og makrobenthos) i områder hvor partikkelmengden øker med mer enn 6 mm pr år. Erfaring fra andre deponier i Norge viser betydelige effekter på bløtbunnsfaunaen i den aktive delen av deponiet, mens rekolonisering kan skje i andre deler av deponiet som ikke lenger mottar avgangsmasser. Det er aktivt søkt etter dypvannskoraller uten at dette er observert. Den visuelle kartleggingen viser at sjøkreps er påvist i normalt forekommende mengder i deponi området. Dette er en art som vil bli fortrent av et deponi.

Fisk

Det er kjent at **kysttorsken** gyter i nærområdet til deponiet. Gyting foregår i de øvre vannmassene (typisk 20-60 m), slik at verken gytingen eller utvikling av egg og larver antas å bli påvirket av partikler i vannmassene som er grunnere enn 130 m (konsentrasjonen vil her være som bakgrunnsnivå).

Detaljer rundt vandring av **ål** er lite studert. Det ble fanget mye ål som gulål (stadiet ålen er i når den lever i elver og i elvemunninger) i de grunnere delene av fjorden. Blankålen er det stadiet som skal vandre tilbake til Sargassohavet for å gyte, og eksakt vandringmønster for blankålen gjennom deponiområdet er ikke kjent. Sannsynligheten for at deponiet skal være en barriere for blankål når den vandrer ut av fjorden anses som liten. Dette er basert på merkeforsøk som viser at de fleste ålene vandrer ut av fjordene i de øvre 10-25 % av vannmassene.

Blålange er observert i Førdefjorden, også i det omsøkte deponiområdet. Det er observert mange pelagiske egg i denne undersøkelsen som har blitt identifisert som lange. Vi vet lite om blålange i Førdefjorden spesielt, og uten spesifikk identifisering (DNA-analyser) kan vi ikke fastslå om det er blålange eller langeegg som ble funnet i fjorden.

2 VISUELL KARTLEGGING

2.1 Innledning

DNV GL har utført en visuell kartlegging av sjøbunnen i omsøkt deponiområdet i Førdefjorden. Undersøkelsen ble foretatt ved hjelp av fjernstyrt undervannsfarkost (ROV). Sjøbunnen i fjorden, hvor det planlegges deponering av masser fra Nordic Minings virksomhet, ble filmet og registreringer av fauna og eventuelle spor etter menneskelige aktiviteter ble gjennomført. Undersøkelsen hadde fokus på identifisering av eventuelle sårbare eller truede habitater samt tilstedeværelse av fisk som kan bruke sjøbunnen som gyte- eller oppvekstområder.

2.2 Materiale og metoder

Den visuelle undersøkelsen i Førdefjorden ble utført 12 til 13. mars 2014. Fartøyet som ble brukt var «Dykkerservice 6» fra Sunnfjord Dykkerservice (Figur 2-1). DNV GLs ROV «Chimaera» (av typen SPERRE Subfighter 15k) ble brukt for å filme sjøbunnen langs fem transekter (T1-T5, Figur 2-2). Transektene strakte seg over hele dybdegradienten fra 2 til 335 meters dyp og utgjorde til sammen omtrent 6800 meter. Personell som var med på undersøkelsen:

Øyvind Fjukmoen, DNV GL – Toktleder/ROV pilot/Marinbiolog

Lee Hankinson, DNV GL – ROV pilot/Marinbiolog

Gisle Heggen, Sunnfjord Dykkerservice – kaptein

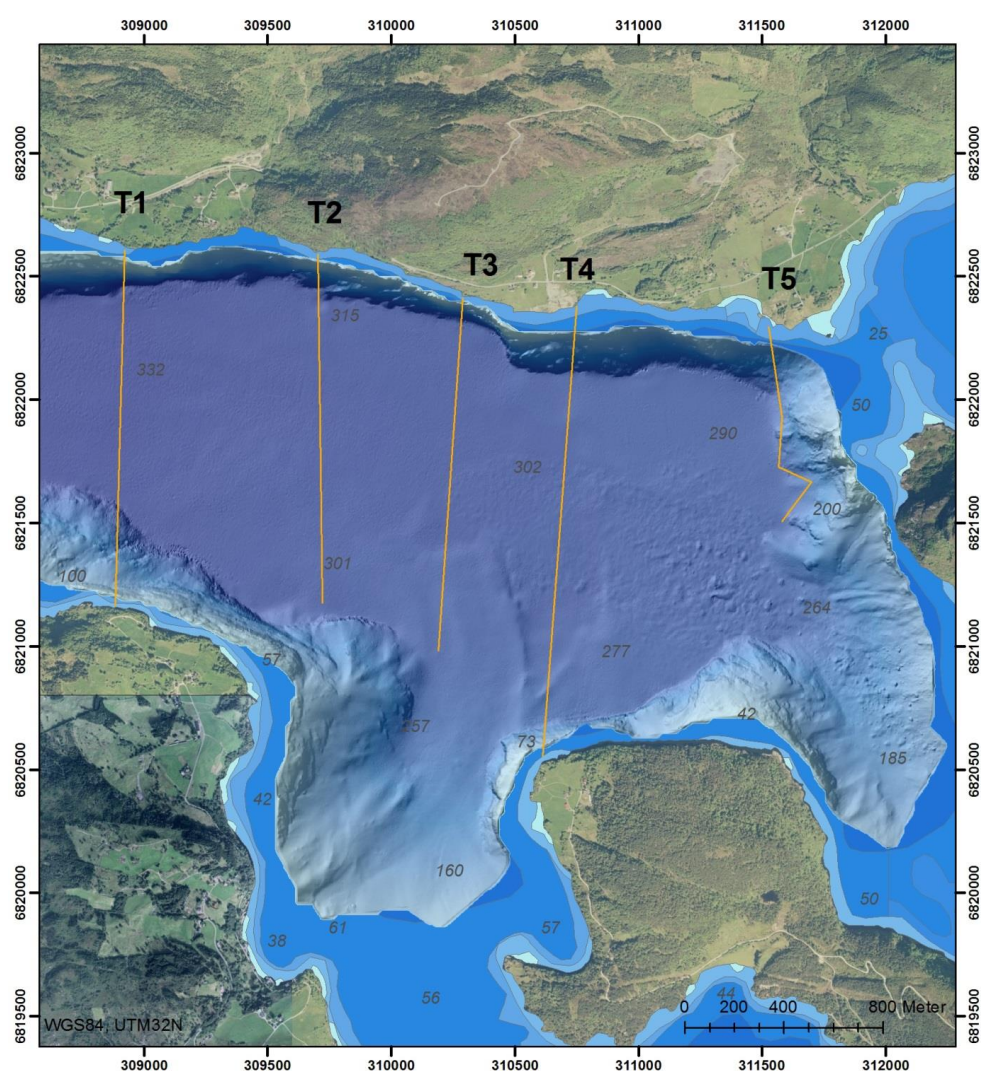
Giorgis Fintikis, Sunnfjord Dykkerservice – dekksmannskap



Figur 2-1. Bilder som viser fartøystype (Dykkerservice 6) og ROV (SPERRE Subfighter 15K) brukt under den visuelle undersøkelsen i Førdefjorden våren 2014.


Den gjennomførte kartlegging avvok noe fra det opprinnelige programmet hvor en skulle kartlegge fra overflaten på den ene siden av fjorden til overflaten på den andre siden, i fem transekter. Avviket bestod i at det ble lett etter koraller ved T5, et område som har forhold hvor koraller er kjent for å kunne etableres, og derfor ikke kjørt i en rett linje over fjorden. Totalt ble nær 7 km sjøbunn kartlagt, hvorav ca 1800 meter med søk etter dypvannskoraller langs fjellveggene. Det vil alltid være en avveining i felt om en skal kjøre i rette planlagte ruter eller aktiv søke etter arter. I denne kartleggingen valgte vi et aktiv søk, noe som medførte at noen av transektene ble forkortet i forhold til opprinnelig planlagte ruter. DNV GL er av den oppfatning at undersøkelsen likevel dekker deponiområdet godt

DNV GL har fulgt en standardisert semikvantitativ metodikk når det gjelder beskrivelser av tettheter av arter og individer av makrobenthos for hele det undersøkte området. Metodikken innebærer at hver art uttrykkes som antall per areal og totalt sett for hele undersøkte arealet. Makrobenthos er bunnfauna større enn 1 mm og generelt er ikke fisk med i denne betegnelsen. Semikvantitative kategorier fra 1-4 ble brukt til å angi antall av de ulike artene påtruffet i transektene. Kriterier for inndeling i de 4 kategoriene brukt i rapporten baserer seg art, størrelse på artene samt antallet man observerer, for eksempel per 100 meter transekt. Kategoriseringen kan sammenlignes med den 6-delte semikvantitative SACFOR-skalaen utarbeidet av JNCC (Joint Nature Conservation Committee). Et viktig element er å fastslå om det man observerer innebærer tettheter som indikerer spesielle habitater som bør ha særlig bevaringsstatus. Det er viktig å merke seg at for spesielt rødlistede habitater (for eksempel svampsamfunn og korallsamfunn) vil det ofte benyttes spesielt definerte regler for kategorisering.



Figur 2-2. Oversiktskart som viser transekter som ble filmet i ROV-undersøkelsen i Førdefjorden våren 2014.

Metoden for visuell kartlegging er ikke utviklet for identifisering av fisk, men har sin styrke i forhold til makrobenthos (koraller, svamp, og organismer som sitter på bunnen). Fisk kan være vanskelig å



identifisere hvis de ikke er midt i ROV'ens synsfelt. Spesielt så vi etter torsk, kveite og ål. Ble det observert organismer på bunnen som vi ikke klarte å identifisere i felt, ble tid og sted notert slik at en kunne ha mulighet til å gå tilbake på videoen for en nøyere vurdering.

Denne type undersøkelse sier naturlig nok mest om hvilke arter som er tilstede og i hvilke tettheter. Det at en ikke ser en art betyr ikke nødvendigvis at arten ikke finnes i fjorden. Vi har sett spesielt etter ål og kysttorsk og har registrert tilstedeværelse eller ikke langs de undersøkte transektene.

2.3 Resultater

2.3.1 Generelt

Undersøkelsen strakte seg fra nedre del av sublittoralen (sjøsonen) og ned til flat havbunn i de dypeste deler av Førdefjorden. På alle transektene var det en markant, nesten loddrett fjellvegg, som gikk fra de grunneste delene ned til havbunn på 250-330 meters dyp. Undersøkelsen omfattet således hardbunnssubstrat fra like under overflaten og ned til mudderbunn på dypt vann. Det ble ikke registrert nevneverdig strøm med unntak av de grunneste delene av transekt T5 hvor det var noe tidevannsstrøm langs bergveggen (mot vest). I områder hvor det var strøm (dvs. hvor det er størst sannsynlighet for å påtreffes koraller) ble det aktivt søkt etter koraller langs bergveggen. En liste over arter av invertebrater (virvelløse dyr), fisk og noen karakteristiske alger som ble observert i undersøkelsen er gitt i Tabell 2-1. En oversikt over typisk bunnssubstrat på ulike dyp er gitt i Figur 2-3.

2.3.2 Virvelløse dyr

Undersøkelsen med ROV viste at faunasamfunnene i fjorden kan deles inn i hardbunnsformer som lever på den nesten loddrette fjellveggen som strekker seg fra grunna og ned til havbunnen, samt fauna på/i flat bløtbunn. Eksempelbilder av fauna påtreffet er vist i Figur 2-4. Oversikt over arter og mengder av ulike evertebrater er presentert i Tabell 2-1. Tetthet av arter og individer var generelt lavt til moderat (de fleste evertebrater kategorisert med semikvantitative mengdekategori 1 og 2) med unntak av de grunneste delene dominert av alger som sukkertare og fingertare samt vanlig forekommende mindre fauna. Fauna som normalt vokser i de grunneste delene som for eksempel blåskjell (*Mytilus edulis*) ble ikke søkt aktivt etter da ROV'en kun oppholdt seg ved overflaten et kortere tidsrom. Rester av blåskjellsamfunn (tomme skall) ble imidlertid registrert i større mengder på flere steder på grunna. . Arter som dominerte i dypet var reker, rødpløse og trollhummer (angitt med mengdekategori 3, - «vanlig»). Det ble registrert totalt 48 individer av sjøkreps i undersøkelsen, dette tilsvarer omtrent 7 sjøkreps per km med mudderbunn.

Det ble ikke observert rødlistede kaldtvannskoraller i de undersøkte transektene i Førdefjorden. Nevneverdige funn av andre koralldyr (Anthozoa) er registreringer av fem mindre områder med sjøfjærsamfunn på mudderbunnen i fjorden. Samfunnene bestod for det meste av artene *Kophobelemnon stelliferum* (hanefot), *Virgularia mirabilis* og *Funiculina quadrangularis*. Tetthetene av sjøfjær var ikke spesielt høye. Det er usikkerhet omkring hvilken bevaringsstatus sjøfjærsamfunn bør ha. Sjøfjærarter eller -habitater er ikke nevnt i Norsk rødliste, derimot er habitattypen «Sea Pen and Burrowing Megafauna» definert som truede habitater i OSPAR (2010b), da spesielt i områder hvor det forekommer spesielt høye tettheter av sjøfjær sammen med sjøkreps (*Nephrops norvegicus*). Definisjonen av det sårbare habitatet i OSPAR (2010b) er såpass vag at den vil kunne omfatte større

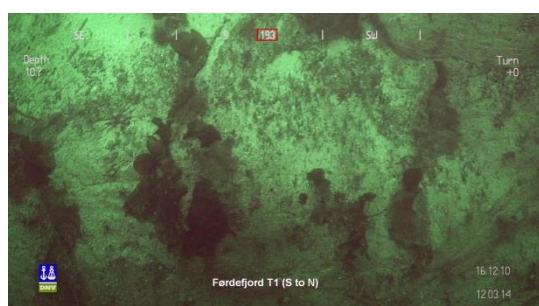
deler av havbunnen i norske fjorder og også offshore dersom den tolkes i sin videste forstand. Erfaringsmessig er havbunn med spredte forekomster av sjøfjær vanlige i fjorder med mudderbunn.



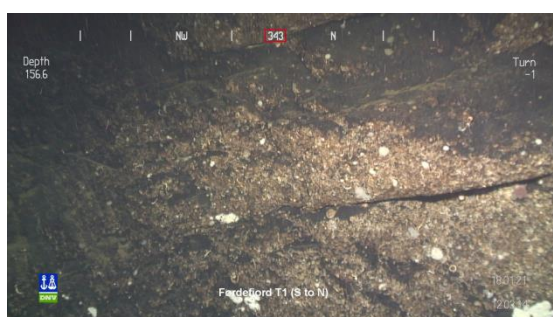
T1, 1,5 meters dyp



T1, 5 meters dyp



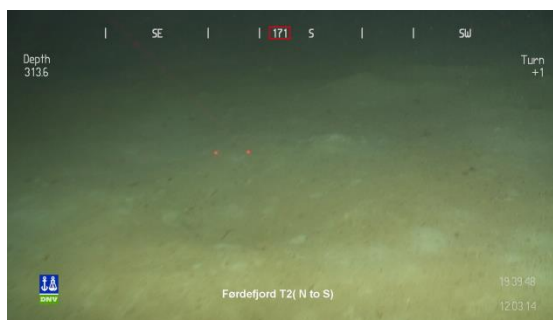
T1, 10 meters dyp



T2, 156 meters dyp



T2, 306 meters dyp, fjellvegg møter havbunn



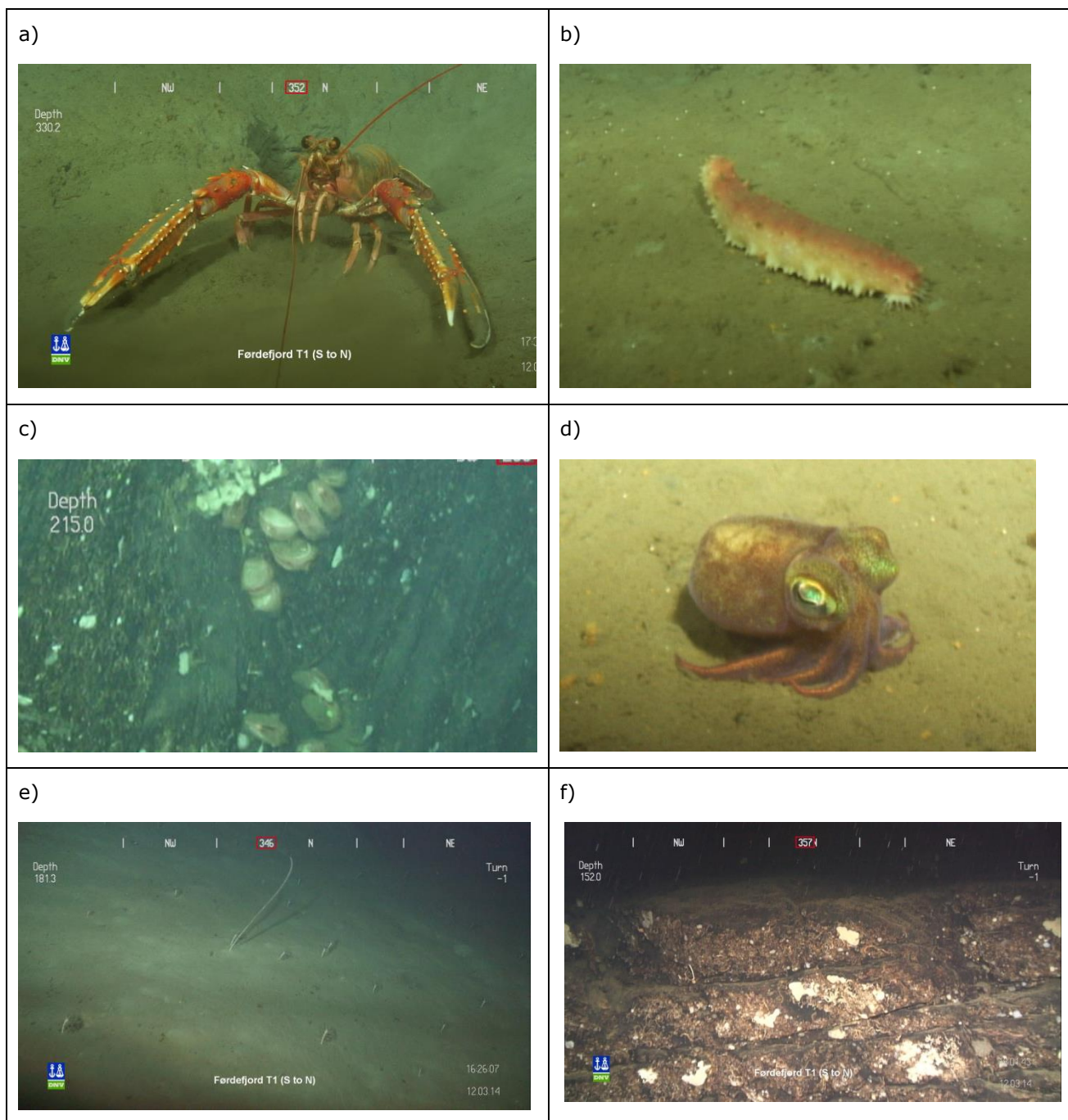
T2, 314 meters dyp

Figur 2-3. Typisk bunnsbunnsstrat med på ulike dyp i Færdefjorden. Fra fjæra og ned til 300m dyp.

Kjempefilskjell (*Acesta excavata*), ble registrert i relativt høye tettheter på enkelte utstikkende steder på bergveggen i fjorden, da ofte sammen med lusuer. Forekomstene (omtrent 10 mindre områder) ble registrert på mellom 87 og 215 meters dyp. Kjempefilskjell og lusuer er arter som ofte registreres sammen med koraller av typen *Lophelia* eller *Paragorgia*, da de deler samme preferanser for vannutskiftning/substrat. Som tidligere nevnt ble det ikke registrert koraller i denne undersøkelsen.

Det ble observert spredte forekomster av hardbunns-svamp på bergveggen samt på enkelte steiner på dypt vann. Funnene dreide seg nesten utelukkende om enkeltindivider av viftesvamp (*Phakellia ventilabrum*) samt enkelte individer av *Mycale spp.*, *Axinella spp.* og *Polymastia spp.* På grunna ble det observert noe brødsvamp (*Halichondria panicea*). Totalt ble det registrert 22 enkeltindivider av

hardbunnssvamp, 5 områder med små ansamlinger av hardbunnssvamp (1-5% dekning av det undersøkte området). Et lite område med bløtbunnssvamp på mudderbunnen og 5 enkeltregistreringer av bløtbunnssvamp ble også registrert langs transektene. Svampforekomstene var som forventet på bergvegger i fjorder. Det ble ikke funnet områder med høy svamptetthet som kunne tenkes å kvalifisere til habitattypen «deep sea sponge aggregations» som beskrevet i OSPAR, 2010a.



Figur 2-4. Eksempelbilder av invertebrater. a) Sjøkreps (*N. norvegicus*), b) *Parastichopus tremulus*, c) Kjempefjlskjell (*Acesta excavata*). d) Tiarmet blekksprut (*Rossia* spp.), e) sjøfjærsamfunn *Kophobelemnion stelliferum* og *Funiculina quadrangulari*. f) Fjellvegg med flekker av hardbunnssvamp trolig *Mycale* spp., bryozoer og kalkrørsmark.

2.3.3 Fisk

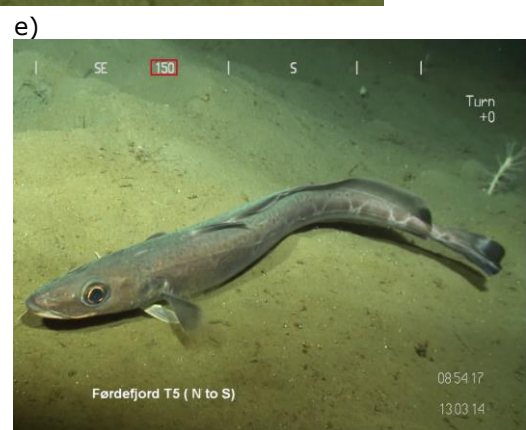
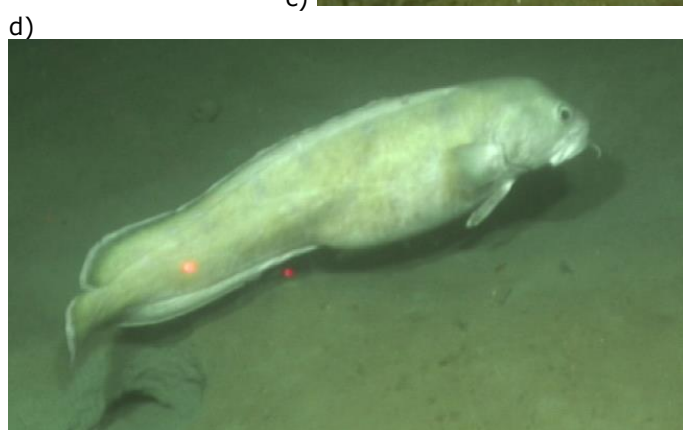
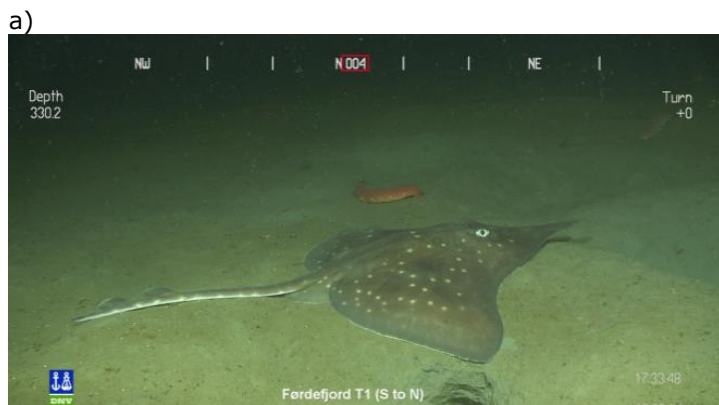
Det ble påtruffet noen pelagiske, men mest bunnlevende arter under den visuelle undersøkelsen i Førdefjorden. Det ble ikke gjort observasjoner av ål (*Anguilla anguilla*) eller torsk (*Gadus morhua*). Kun enkelte observasjoner ble gjort av lyr (*Pollachius pollachius*). Det var generelt høyt antall av bruskfisk i forhold til beinfisk. Bildeeksempler av fisk påtruffet i undersøkelsen er gitt i Figur 2-5. En komplett oversikt over arter og mengder av fisk påtruffet i den visuelle undersøkelsen er gitt i Tabell 2-1.

Av bruskfisk ble det registrert relativt mye håggjel (*Galeus melastomus*) samt en del havmus (*Chimaera monstrosa*). Det ble også gjort enkelte observasjoner av svarthå (*Etmopterus spinax*). De observerte bruskfiskene er ansett som typiske dypvannsarter i fjorder. Det ble observert omtrent 30 juvenile haier (trolig håggjel og svarthå) samt 3 juvenile havmus og 4 juvenile skater. Omtrent 50% av de observerte bruskfiskene var juvenile. Det kan antas at de omtalte bruskfiskene har de dype områdene (deriblant deponiområdet) av Førdefjorden som oppvekstområde. Havmus, håggjel, og spisskate legger eggkapsler på bunnen. Det ble ikke observert rester etter eggkapsler på bunnen i den visuelle undersøkelsen. For Havmus opplyses det av Pethon (1985) at eggkapsler legges på grunnere vann og at håggjel trolig legger eggkapsler på sandig sediment, noe som kan indikere at disse artene trolig ikke bruker deponiområdet som gyteområde.

Blålange (*Molva dypterygia*) ble observert fire ganger. De var ca 80 cm lange¹. I følge Magnusson *et al.* (1997) når blålange kjønnsmodning rundt 7 års alderen når de er omtrent 85 cm lange. Det er da usikkert om de blålangene som ble observert i Førdefjorden er kjønnsmodne. Blålange er kjent fra Førdefjorden fra tidligere undersøkelser og regnes som en vanlig art i dype fjorden. Den er rødlistet basert på bestandsutvikling de siste årene (EN – Sterkt truet) (Kolsås *et al.*, 2010).

Det ble gjort observasjoner av brosmer (*Brosme brosme*) som så ut til å være gyteklare basert på oppsvulmet buk, en observasjon som viser at Førdefjorden kan være gyteområde for brosmer. Se for øvrig neste kapittel om egg og larver som understøtter at Førdefjorden er gyteområde for flere av de observerte beinfiskene i tillegg til å trolig være gyte- og fødeområde for enkelte bruskfisk. Det er imidlertid viktig å skille mellom dypere områder (deponiområdet) og grunnere områder rundt deponiområdet samt hvilke livsstadier av fisk man kan forvente på de ulike områder når man vurderer eventuelle effekter fra deponering.

¹ Lengde estimert på bakgrunn av laserstråler fra ROV'en

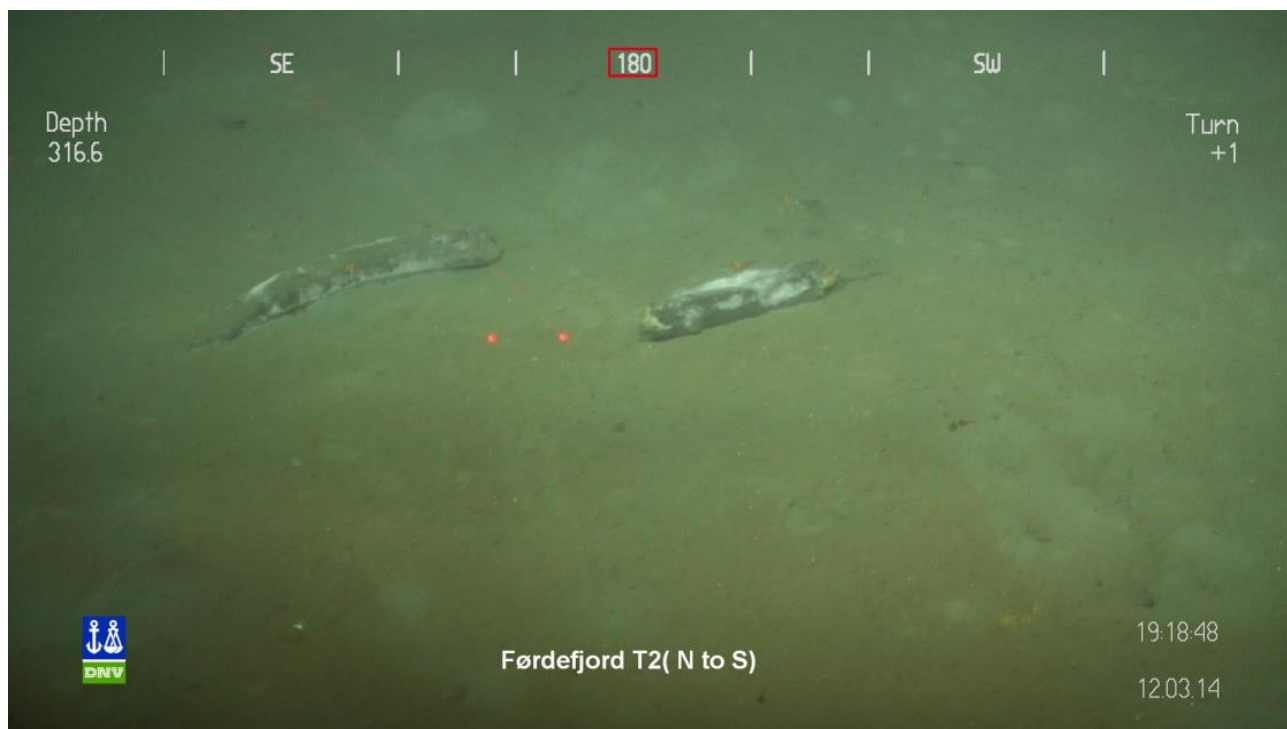


Figur 2-5: Bildeeksempler fisk. a) Spisskate, b) Håggjel, c) Juvenil hai, trolig håggjel. Individet på bildet er omtrent 7 cm langt, d) Brosme med rognsekk som trolig er full og klar for gyting. e) Blålange.

2.3.4 Registeringer av menneskelig aktivitet og eventuelle kulturminner

Tau fra DNV GLs overvåkingsrigger ble registrert ved et par anledninger på tvers av transekt T2 (nord) samt midtveis ved transekt T5. Større tauverk kom i konflikt med ROV-kabelen i sørenden av T2. Bortsett fra dette var det kun mindre rester av menneskelig aktivitet på havbunnen i videotransektene (enkelte wirestumper og taurester). Det ble ikke gjort funn av trålspor.

Det ble observert rester fra noe som kan ligne treverk/spant fra en mindre trebåt ved nordenden T2 (Figur 2-6). Funnet er høyst trolig ikke av historisk betydning.



Figur 2-6: *Bilde av trerester funnet på bunnen i Førdefjorden. Trebitene har form som kan ligne på treverk/spant fra mindre robåt/trebåt. Avstand mellom laserprikker er 10 cm.*

Tabell 2-1. Artsliste fra ROV-undersøkelse Førdefjorden våren 2014.

Gruppe	Art Norsk navn	Art Latinsk navn	Rel. Tetthet* (faktisk antall fra video dersom undersøkt)	Kommentar
Chlorophyta	Tarmgrønnske	<i>Ulva intestinalis</i>	-	Grunt vann i sjøsone
Rhodophyta	Sletttrugl	<i>Phymatholiton lenormandii</i>	-	Grunt vann i sjøsone
		<i>Lihothamnion glacialis</i>	-	Grunt vann i sjøsone
Phaeophyta	Sukkertare	<i>Saccharina latissima</i>	-	Grunt vann i sjøsone
		<i>Laminaria digitata</i>	-	Grunt vann i sjøsone
	Blæretang	<i>Fucus vesiculosus</i>	-	Grunt vann i sjøsone
Porifera	Viftesvamp	<i>Phakellia ventilabrum</i>	2	På bergvegg og store steiner
	Brødsvamp	<i>Halichondria panicea</i>	1	På bergvegg
	-	<i>Axinella</i> spp.	1	På bergvegg
	-	<i>Mycale</i> spp.	-	På bergvegg
	-	<i>Polymastia</i> spp.	1	På bergvegg
Cnidaria	Stor piperenser	<i>Funiculina quadrangularis</i>	1	Mudderbunn
	Hanefot	<i>Kophobelemnion stelliferum</i>	2	Mudderbunn
	Liten piperenser	<i>Virgularia mirabilis</i>	1	Mudderbunn
	-	<i>Actinaria</i> indet. 1	1	Mudderbunn
	Korallnellik	<i>Prothanthea simplex</i>	2	På bergvegg og store steiner
	Mudderbunnssjøreose	<i>Bolocera tuedidae</i>	1	Mudderbunn
Polychaeta	-	<i>Pomatoceros triqueter</i>	2	På bergvegg og store steiner
	-	<i>Hydroides</i> spp.	2	På bergvegg og store steiner
	-	<i>Sabellaria</i> spp.	1	På bergvegg og store steiner
	-	<i>Branchiomma</i> spp.	1	På bergvegg og store steiner
Brachiopoda	Armfotinger	<i>Brachiopoda</i> indet.	2	På bergvegg og store steiner
Echiura	Grønn pølseorm	<i>Bonellia viridis</i>	1	Mudderbunn
Echinodermata	Sjøkjeks	<i>Ceramaster granularis</i>	1	Mudderbunn, bergvegg
	Tiarmet sjøstjerne	<i>Crossaster papposus</i>	1	Bergvegg
	Langpigget kråkebolle	<i>Echinus acutus</i>	2	Mudderbunn
	-	<i>Henricia</i> spp.	2	Mudderbunn, bergvegg
	Hestesjøstjerne	<i>Hippasterias phrygiana</i>	1	Mudderbunn
	Sypute	<i>Porania pulvullus</i>	1	Bergvegg
	Rødpølse	<i>Parastichopus tremulus</i>	3	Mudderbunn
	-	-	-	-
Crustacea	Trollkrabbe	<i>Lithodes maja</i>	1	Mudderbunn, bergvegg
	Trollhummer	<i>Munida</i> spp.	3	Mudderbunn
	Eremittkreps	<i>Pagurus bernhardus</i>	2	Mudderbunn, sandbunn
	Dypvannsreke	<i>Pandalus</i> spp.	3	Mudderbunn
	Sjøkreps	<i>Nephrops norvegicus</i>	2 (48)	Mudderbunn
	Vanlig krabbe	<i>Cancer pagurus</i>	1 (1)	
	-	-	-	-
Mollusca	Kjempefilskjell	<i>Acesta excavata</i>	1	Bergvegg
	-	<i>Rossia</i> spp.	1	Mudderbunn
Pisces	Lusuer	<i>Sebastes viviparus</i>	1	Særlig med <i>A. excavata</i>
	Slimål	<i>Myxine glutinosa</i>	1 (6)	
	Havmus	<i>Chimaera monstrosa</i>	2 (14)	3 juvenile
	Hågjel	<i>Galeus melastomus</i>	3 (42)	Trolig 29 juvenile
	Spisskate	<i>Dipturus cf. oxyrinchus</i>	1 (8)	Muligens 3 juvenile
	-	<i>Pleuronectiformes</i> indet.	1 (~25)	
	Skolest	<i>Coryphaenoides rupestris</i>	1 (5)	
	Brosme	<i>Brosme brosme</i>	1 (4)	Fulle av rogn?
	Sypike	<i>Trisopterus minutus</i>	1 (5)	
	Sei	<i>Pollachius virens</i>	1 (4)	
	Sølvtorsk	<i>Gadiculus argenteus thori</i>	3 (~40)	
	Blålange	<i>Molva dipterygia</i>	1 (4)	
	Svarthå	<i>Etmopterus spinax</i>	2 (13)	Muligens 4 juvenile
	Taggemakrell	<i>Tracherus tracherus</i>	1 (5)	

*1: Enkeltindivid/sjelden, 2: Spredt, 3: Vanlig, 4: Dominerende

2.4 Diskusjon og konklusjon

Den visuelle kartleggingen viste at det undersøkte området i Førdefjorden domineres av nesten loddrette bergvegger, og bløt leirebunn. Deponiområdet fremstod som sunt med typiske bunnlevende arter som reker, sjøkreps, trollhummer og pigghuder samt typiske dypvannsfisk vanlig for norske fjordsystemer. Deponiområdet er sammenlignbart med andre tilsvarende fjord områder i Norge.

Tettheter av arter og individer av virvelløse dyr var generelt lavt til moderate med enkelte tettere grupperinger enkelte steder langs bergveggen. På bergveggen langs land ble det registrert spredte forekomster av hardbunnsvamp (viftesvamp) og ansamlinger av kjempefilskjell. Det ble ikke observert typiske kaldtvannskoraller.

Enkelte evertebrat arter var vanlig forekommende på mudderbunnen (reker, trollhummer og rødpløse), men bortsett fra dette var det generelt artsfattig. Enkelte koralldyr (gruppen anthozoa som omfatter blant annet anemoner, sjøfjær og andre koraller) ble observert i undersøkelsen. Områdene som ble undersøkt langs bunnen i fjorden fremstod som homogene med spredte forekomster av sjøfjær. Dette er dyregrupper som muligens kan være sårbare for nedslamming, men tetthetene var generelt lave.

Det ble registrert 4 individer av den rødlistede arten blålange (*Molva dipterygia*).

NIVA utførte en visuell kartlegging i Førdefjorden i juni 2008 (i forbindelse med konsekvensutredningen). Fjellvegg/skråning på langs land ble filmet med ROV ned til 150 meters dybde, og hovedhensikten var å avdekke eventuell tilstedeværelse av koraller. Ingen koraller ble funnet, og det ble videre trukket frem at man antok at strøm langs bergveggene i fjorden trolig var for svak til at korallhabitater ville dannes. Faunaen registrert i 2008 stemmer godt med hva som ble registrert i 2014. Videre viste undersøkelsen i 2014 at havbunnen i de dypeste deler av fjorden var svært homogen og flat, med faunatyper forskjellige fra det som ble funnet langs bergveggen langs land ved deponiområdet.

ROV Undersøkelsen i Førdefjorden i mars 2014 har vist:

- Tetthet av bunnlevende arter var generelt lav til moderat på mudderbunnen, men med høyere individ tetthet og enkelte ansamlinger av hardbunnsfauna (noe svamp og kjempefilskjell) langs den nesten loddrette bergveggen som gikk ned til flat mudderbunn i fjorden
- Ingen registreringer av dypvannskoraller
- Noen observasjoner av sjøfjær som vil være sårbare for deponering, men som er relativt vanlig i norske fjorder
- Hardbunns svamp og andre filtrerende organismer som for eksempel kjempefilskjell (*Acesta excavata*) er registrert langs bergveggen ned mot deponidypet.
- Fiskefaunaen var dominert av bruskfisk. Bruskfiskene havmus og hågjel samt enkelte skatearter bruker trolig området som oppvekstområde
- Blålange som er en rødlistet fisk ble observert fire ganger
- Ingen registreringer av hverken dypvannskoraller, torsk eller ål i forbindelse med den visuelle kartleggingen.

3 INNSAMLING AV FISK, FISKEEGG OG FISKE-LARVER

3.1 Innledning

I dette kapittelet presenteres resultater fra innsamling av fiskeegg/fiskelarver for å vurdere eventuelle gytefelt for fisk innenfor det foreslåtte deponiområde. I tillegg er det utført prøvefiske etter ål og andre arter. Arbeidet er utført i henhold til prosedyrer utviklet av HI (Havforskningsinstituttet 2013) og råd fra lokale fiskere. Undersøkelsen er gjennomført på seks punkter som anses som representative for fjorden. DNV GL gjennomførte innsamling av egg/larver i april, basert på at HI planla tilsvarende undersøkelser i mars. Det betyr at det finnes komplimentære data for egg/larver fra både mars og april.

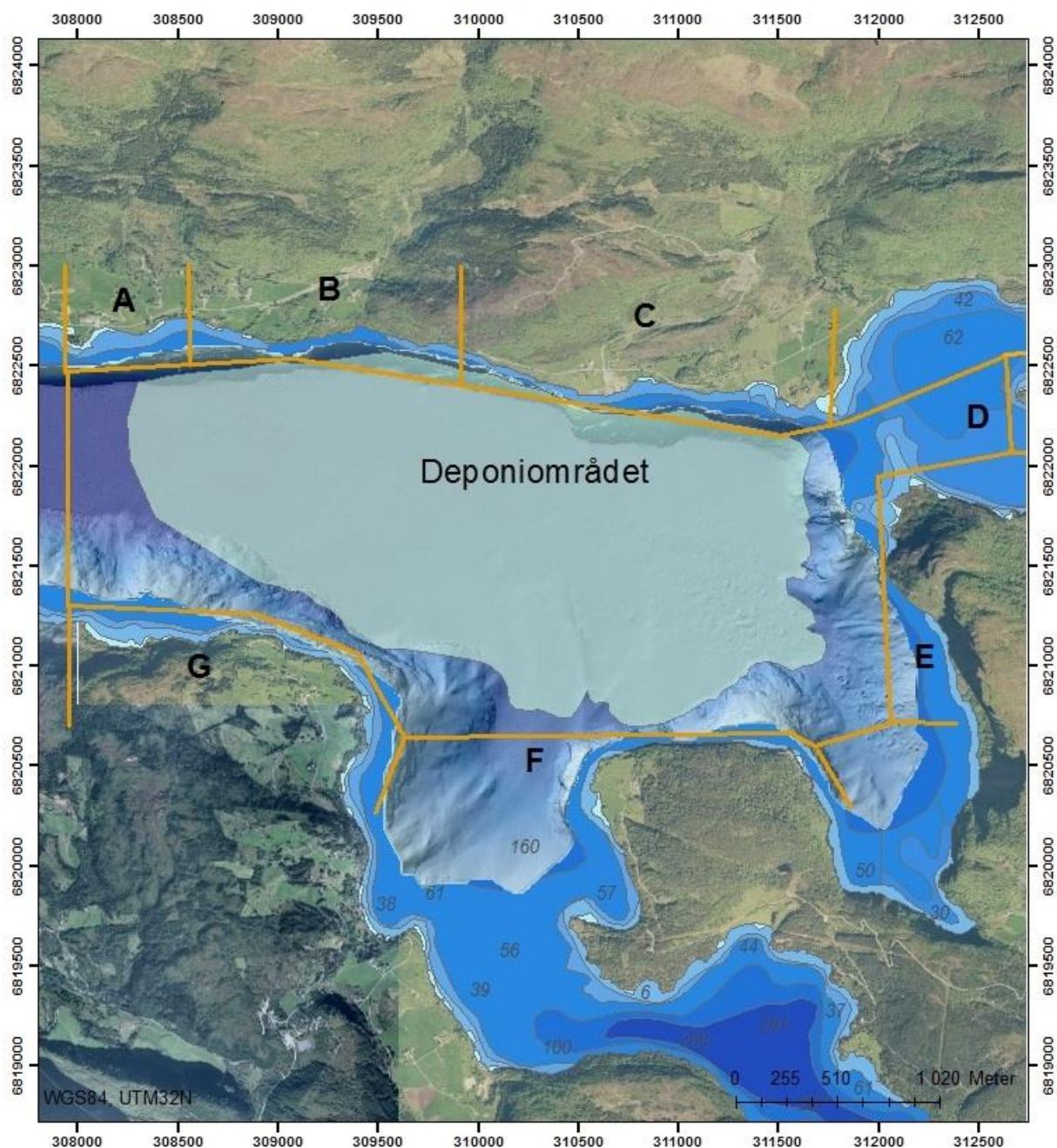
3.2 Materiale og Metoder

3.2.1 Fiske etter ål

Ål er en fredet art og det ble innhentet tillatelse til å gjennomføre fisket (Fiskedirektoratet 27.03.2014, Terje Halsteinsen etter fullmakt). Prøvefiske etter ål ble gjennomført over tre perioder à 6 dager i de grunne områdene i utkanten av det foreslåtte deponiområdet, se Tabell 3-1 og Figur 3-1. Fisket ble gjennomført i nært samarbeid med lokal fisker, Nils Sund. Vi har støttet oss på hans lange erfaringer som tidligere ålefisker med hensyn til hvor og når fangst av ål bør foregå i fjorden. Fisket ble gjennomført i periodene midten av mai, slutten av juni og starten av august. Rusene ble satt ut i et dyp hvor det var sannsynlig å kunne fange ål, dvs. på grunna. Temperaturen i vannet bør være høyere enn 10 grader for å få nevneverdige fangster (derfor først oppstart i mai). Det ble brukt 30 doble åluser (8m lengde, diameter 55-30 cm, 17 mm forgarn, 14 mm mellomgarn, 11 mm bakgarn, 7 ringer) for hver periode og de ble agnet med makrell. Rusene ble sjekket annenhver dag og ålene ble oppbevart i åleposer og sluppet ut igjen etter endt undersøkelse. Åluserne ble plassert ut i dyp og sted som fiskeren hadde erfaring med ville gi de beste fangstresultatene, dvs langs land og grunnere enn 20m. Erfaringer fra den lokale fiskeren er at det ikke fanges ål på dyp over 20 meter. Det må bemerkes at denne metoden først og fremst er egnet for fangst av gulål. Vandrende blankål på vei ut til storhavet må helst fanges i vassdragene når de er på vei ut i fjorden. Det lå utenfor omfanget av dette prosjektet å gjennomføre merkeforsøk for å vurdere vandringsmønsteret for blankål gjennom fjorden mot Sargassohavet.

Tabell 3-1. Oversikt over hvor det ble fisket etter ål.

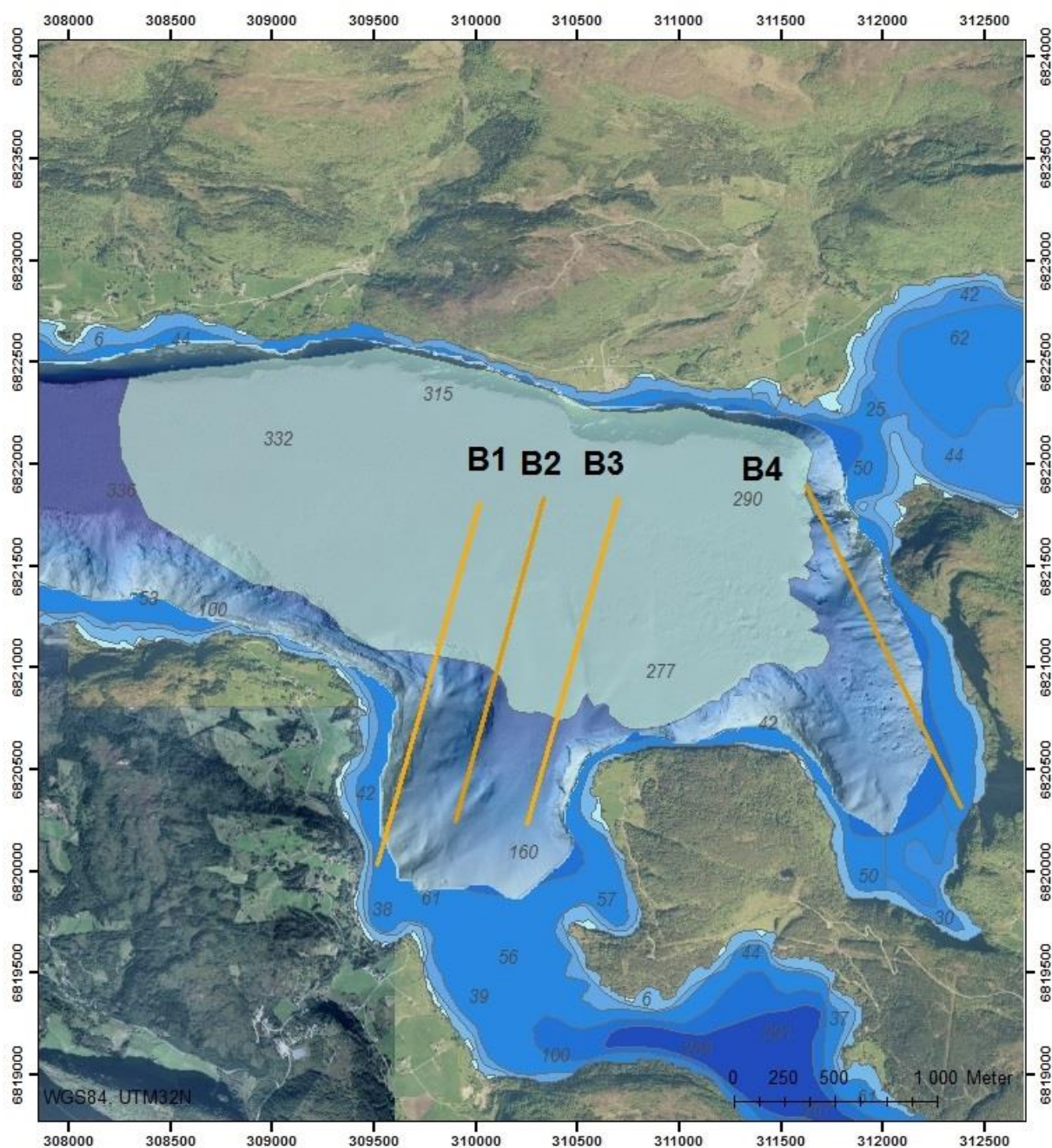
Periode/Sted	Område A	Område B	Område C	Område D	Område E	Område F	Område G
11-17.5	X	X	X	X	X	X	X
27.6 - 3.7	X		X	X	X	X	
4-9.8	X		X	X	X	X	



Figur 3-1. Stasjonsoversikt for åleruser, Førdefjorden 2014. Rusene ble plassert langs land, på 2-15 m dyp.

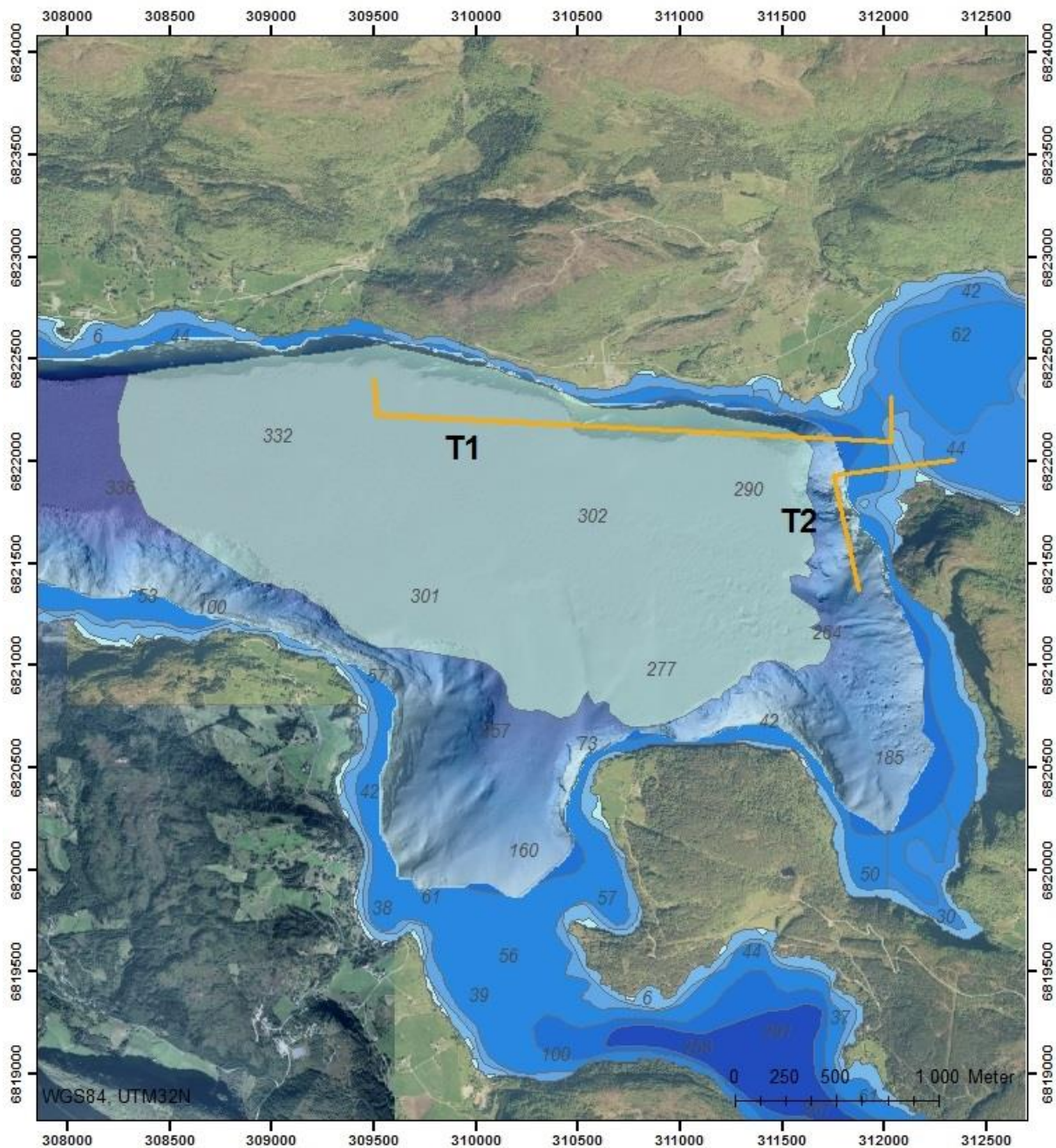
3.2.2 Fiske etter andre arter

Prøvefiske etter kveite og andre bunnlevende fisk ble gjennomført med såkalt breiflabbgarn på havbunnen (180 mm maskevidde, 3,5 omfar, 12,5 masker, lengde 30 m). Det ble brukt 4 lenker à 30 garn (900 m pr. lenke) innenfor og like utenfor foreslått deponiområde. De ble satt ut 11.05.2014 og stod ute i 3 døgn før fisk ble tatt opp og veid og observert om det var gytemodne fisk. Breiflabbgarnene ble satt ut i de dype områdene (320m) og opp skråningen til ca. 250m.



Figur 3-2. Transekter for breiflabbgarnene, Førdefjorden 2014.

I tillegg ble det brukt 10 stk. trollgarn (63 mm maskevidde, 10 omfar, 27 m lengde, 1,8 m dype) for å fange fisk som oppholdt seg på grunnere vann. Trollgarnene ble også satt ut 11.05.2014 og lå ute i 3 døgn før de ble tatt opp og undersøkt for fisk. Trollgarnene ble satt på bunnen fra 1.5m dypde til 60m dypde.



Figur 3-3. Transekter for trollgarnene, Førdefjorden 2014.

3.2.3 Fiskeegg/fiskelarver

Innsamlingen ble utført på seks stasjoner og det ble tatt to håvtrekk på to forskjellige dager (23 og 25. april) på hver stasjon (Figur 3-4 og Tabell 3-2). Fire av stasjonene ble tatt fra 50 m dyp og opp til overflaten og to av stasjonene (HÅV-4 og HÅV-7) ble tatt fra havbunnen (ca. 320 m) og opp til overflaten. Prosedyre for innsamlingen ble utført i henhold til «Håndbok for prøvetaking og pre-analyse av plankton» (Havforskningsinstituttet 2013). Det ble brukt en WP2-håv med maskevidde på 180 μm (Figur 3-5). Det ble satt på et 15 kg lodd i bunnen av håven som ble senket vertikalt ned til ønsket dyp med en hastighet på 1 m/sek. Håven ble så hevet vertikalt med en hastighet på 0,5 m/s. Nettet ble skylt forsiktig fra utsiden så organismene ble samlet i koppen i bunnen av håven. Koppen ble så fjernet og overflødig vann ble silt gjennom en sil på 180 μm . Prøvene ble overført til prøveflasker og merket. Prøvene ble i henhold til prosedyrer fiksert med formalin² i felt, silt i en 500 μm sil på lab og fiskeegg og fiskelarver ble deretter sortert ut av DNV GL og videre identifisert av ekstern ekspert Jan Henrik Simonsen.



Figur 3-4. Stasjonsoversikt for håvtrekkene, Fårdefjorden, 2014.

² For å bestemme fiskeegg morfologisk må de fikseres på formalin.

Tabell 3-2 Posisjoner for håvtrekkene, Førdefjorden 2014 (WGS 84)

Stasjon	Lat.	Long.	Dyp
Håv1	61,48464083	5,330485167	50-0m
Håv2	61,48441350	5,385580667	50-0m
Håv4	61,48700000	5,425000000	Hele søylen
Håv5	61,47918950	5,420449500	50-0m
Håv6	61,48469783	5,455063000	50-0m
Håv7	61,47600000	5,450000000	Hele søylen



Figur 3-5. WP2-håv, Førdefjorden 2014

3.3 Resultater

3.3.1 Ål

All ål som ble fanget var gulål.

Prøvefiske gjennomført i mai: Det ble funnet 2 gulål (51 cm og undermåls 29 cm lang), (Tabell 3-3). Det ble funnet 10-15 undermåls torsk per dag i rusene.

Prøvefiske gjennomført i juni: Det ble totalt funnet 15 gulål (Tabell 3-4).

Prøvefiske gjennomført i august: Det ble funnet totalt 142 gulål (Tabell 3-5).

Tabell 3-3. Resultat for prøvefiske etter ål, mai 2014 Førdefjorden

Stasjon	Dato	Rusetype	Dybde (m)	Antall ål	Størrelse (cm)
A	11-17.05.14	Dobbel åleruse	2-15	0	
B		Dobbel åleruse	2-15	1 (gulål)	51
C		Dobbel åleruse	2-15	0	
D		Dobbel åleruse	2-15	1 (gulål)	29
E		Dobbel åleruse	2-15	0	
F		Dobbel åleruse	2-15	0	
G		Dobbel åleruse	2-15	0	

Tabell 3-4. Resultat for prøvefiske etter ål, juni 2014 Førdefjorden.

Stasjon	Dato	Rusetype	Dybde (m)	Antall ål	Størrelse (cm)
A+B	27.06-03.07.14	Dobbel åleruse	2-15	1 (gulål)	60
C		Dobbel åleruse	2-15	14 (gulål)	44-70
D		Dobbel åleruse	2-15	0	
E		Dobbel åleruse	2-15	0	
F		Dobbel åleruse	2-15	0	

Tabell 3-5. Resultat fra prøvefiske etter ål, august 2014 Førdefjorden.

Stasjon	Dato	Rusetype	Dybde (m)	Antall ål	Størrelse (cm)
A+B	04.08-09.08.14	Dobbel åleruse	2-15	26 (gulål)	39-65
C		Dobbel åleruse	2-15	40 (gulål)	34-73
D		Dobbel åleruse	2-15	26 (gulål)	56-71
E		Dobbel åleruse	2-15	20 (gulål)	41-69
F		Dobbel åleruse	2-15	30 (gulål)	45-65
G		Dobbel åleruse	2-15	0	

3.3.2 Andre arter

I breiflabbgarnene ble det fanget to kveiter 5 breiflabb og 29 skater. Alle fisk ble fanget på garnene som sto ute på 320m dybde. Kveitene veide 10 og 20kg og var begge hunnkjønn. Breiflabbene veide mellom 6 og 30kg, kjønn ble ikke registrert, men var i følge fisker ferdig utgytte. Det ble ingen fangst på transekt B4. Trollgarnene ga ingen fangst

3.3.3 Fiskeegg og fiskelarver

I Tabell 3-6 viser resultatene for fiskeegg og Tabell 3-7 viser resultatene for fiskelarver.

Resultatene viste generelt artsrike håvtrekk med 9 arter av fiskeegg og 8 arter av fiskelarver. I tillegg ble det funnet flere krilleegg i alle håvtrekkene utenom stasjon HÅV-1. Egg fra laksesild gikk igjen i alle håvtrekkene og i relativt store mengder for flere prøver. Torsk/hyse-egg ble også funnet i alle håvtrekkene men i små mengder (<6 egg per håvtrekk). Alle torsk/hyse-egg var i stadium 1,2 eller 3, noe som tyder på at det fortsatt foregikk gyting på tidspunktet prøvetakingen ble utført.

Det ble funnet 298 egg beskrevet som lange i et av håvtrekkene (HÅV 4-1). På denne stasjonen ble det tatt håvtrekk fra bunnen og opp til overflaten. Tilsvarende ble langeegg også funnet på stasjoner hvor en kun samlet prøver fra de øverste 50m.

Andre arter som ble funnet i deponiområdet, men i små mengder, enten som egg og/eller larver: brosmes, tangbrosme, andre torskfisk, sandflyndre, rødspette, skrubbe, øyepål, strømsild og glassvar.

Ingen av artene har anmerkning i rødlista bortsett fra eventuelt blålange.

Tabell 3-6. Oversikt over fiskeegg, Førdefjorden 2014. Stasjoner merket D fra bunn til overflate, alle andre fra 50m dyp til overflaten

Stasjon	Laksesild	Brosme	Lange	Torsk/hyse	Tangbrosme	Torskfisk	Sandflyndre	Rødspette	Skrubbe
HÅV 1-1	2			3		1			1
HÅV 1-2	9			1		1			
HÅV 2-1	3			4			2		
HÅV 2-2	7			1	2				1
HÅV 4-1D	21	2	298	5		8	1		
HÅV 4-2D	40	4	19	1		5	1		
HÅV 5-1	7	1	2	1			1	1	
HÅV 5-2	1			1	2	1			
HÅV 6-1	3			1			2		
HÅV 6-2	2	1		2		1			
HÅV 7-1D	21	1	1	3		2			1
HÅV 7-2D	30	2	2	6		9			

Tabell 3-7. Oversikt over fiskelarver, Førdefjorden 2014. Stasjoner merket D fra bunn til overflate, alle andre fra 50m dyp til overflaten

Stasjon	Brosme	Lange	Hyse	Øyepål	Tang-brosme	Strømsild	Sandflyndre	Glassvar
HÅV 1-1					1		2	
HÅV 1-2	1		1	1	2		1	
HÅV 2-1								
HÅV 2-2					1			
HÅV 4-1D				1		1	3	
HÅV 4-2D	2				1		1	
HÅV 5-1					1			
HÅV 5-2							1	
HÅV 6-1					1			
HÅV 6-2	1							
HÅV 7-1D	1	1			1		2	
HÅV 7-2D					2		1	1

3.4 Diskusjon og konklusjon

I Norsk Rødliste for arter (Artsdatabanken 2010) gir en oversikt over hvilke arter som er truet. Kategoriene som brukes i Rødlisten er som følger: kritisk turet (CR); sterk truet (EN); sårbar (VU), nær turet (NT) og datamangel (DD). Følgende rødlistede arter er oppført og gjelder for marine fiskearter (www.artsdatabanken.no) (Tabell 3-7).

Tabell 3-8. Marine rødlistearter (Norsk Rødliste for arter 2010, artsdatabanken) www.artsdatabanken.no

Art Species	Norsk artsnavn Norwegian common name	Kategori Category	Kriterier IUCN Criteria	Hovedhabitat Main habitat	Østfold	Oslo og Akershus	Hedmark	Oppland	Buskerud	Vestfold	Telemark	Aust-Agder	Vest-Agder	Rogaland	Hordaland	Sogn og Fjordane	Møre og Romsdal	Sør-Trøndelag	Nord-Trøndelag	Nordland	Trøms	Finmark	Svalbard	Skagerrak	Nordsjøen	Norskehavet	Barentshavet	Polhavet	
					<i>Anguilla anguilla</i>	ål	CR	A3bd	M, L	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Bathyraxa spinicauda</i>	gråskate	NT		M												o	o	o	o	o	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Cetorhinus maximus</i>	brugde	EN	A1ad	M	•	o			o	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Dipturus batis</i>	storskate	CR	A2a	M	o				o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Dipturus nidarosiensis</i>	svartskate	NT		M											o	o	•	•	•	•	•	•			•	•			
<i>Lamna nasus</i>	håbrann	VU*	A1ad	M	•	o			o	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	o	•	•	•	•	•	•
<i>Leucoraja fullonica</i>	nebbskate	NT		M	o				o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	•	•	•	•	•
<i>Molva dypterygia</i>	blålange	EN	A1d	M	o				o	o	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	o	•	•	•	•	•	•
<i>Sebastes marinus</i>	vanlig uer	EN	A2ab+4b	M	•				o	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Sebastes mentella</i>	snabeluer	VU	A1ab	M																o	o	o	•			•	•	•	
<i>Somniosus microcephalus</i>	håkjerring	NT		M	•	•				•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Squalus acanthias</i>	pigghå	CR	A2d	M	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Theragra finnmarkica</i>	berlevågfish	NT		M																		•	•	•			•	•	

Av disse er blålange (*Molva dypterygia*) og ål (*Anguilla anguilla*) arter som ble observert i forbindelse med visuelle kartlegging eller fiske.

Kysttorsk (*Gadus morhua*), betegnes som LC dvs arter som er vurdert til kategorien livskraftige for de områdene som er vurdert, men som på globalt nivå er klassifisert som rødlistearter. Kysttorsken har generelt hatt dårlig rekruttering og høye dødelighet langs kysten av Norge. Overfiske, global oppvarming, predasjon fra sjøpattedyr og nedbeitet tareskog er nevnt som hypoteser for tilbakegangen av bestanden.

Bruskfisk var den vanligste fisketypen langs de 5 transektene som ble undersøkt i den visuelle undersøkelsen. Havforskningsinstituttet gjennomførte prøvefiske oktober 2008 (i forbindelse med konsekvensutredningen), og de aller fleste artene som ble registrert i 2014 var også registrert i 2008. DNV GL har også gjennomgått video fra marin arkeologisk undersøkelse med ROV i 2010 (Argus). Tilsvarende arter som i 2014 ble funnet, med unntak av observasjon av tobis gravende i sedimentet på 320 meters dyp (trolig småsil *Ammodytes tobianus*). De dype områdene i Førdefjorden er trolig ikke preferert gyte eller oppholdssted for denne arten, da flere studier (deriblant Pinto *et al.* 1984; Reay 1970), hevder at artene prefererer sediment karakterisert som medium sand til veldig grov sand.

Ål

En generell beskrivelse av ål (*Anguilla anguilla*) er gitt i faktaboksen til høyre (www.imr.no). Det ble ikke registrert ål i forbindelse med den visuelle kartleggingen (dypere deler av fjorden), noe som heller ikke var forventet da den visuelle kartlegging ble gjennomført i mars, og blankål som vandrer ut av fjorden forventes å gjøre dette i de grunnere områdene eller i selve vannmassene. Davidsen *et al.* (2011) har vist at i Altafjorden vandrer blankålen med en gjennomsnittshastighet på 0.5 km/t fra de starter reisen fra elveåpningen, se faktaboks under.

Ål – *Anguilla anguilla* – Eel

Familie: Anguilla

Maks størrelse: 133 cm, 6 599 g

Levetid: 5–20 år avhengig av kjønn og levevilkår

Leveområde: Fra Afrika/Kanariøyene til

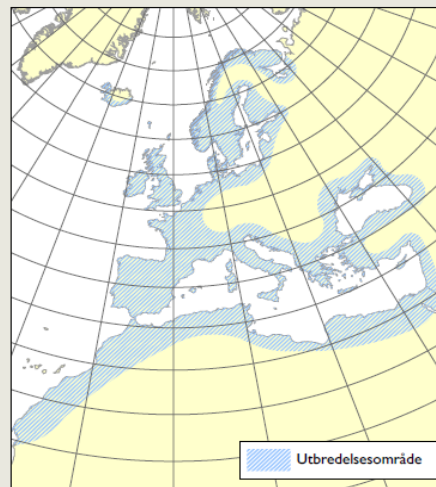
Murmansk, i både ferskvann og saltvann

Hovedgyteområde: Sargassohavet

Gytetidspunkt: Ukjent, men trolig mellom mars og juni. Ålen er engangsgyter.

Føde: Animalsk føde, mer eller mindre altetende.

Særtrekk: Ål er sterkt fotofobisk (lyssky). Den kan være ute av vannet i over 24 timer, og den kan vandre over land i forbindelse med vandringer fra ferskvann til sjø når de starter gytevandringen. Ål kan svømme bakover.



Durif, C.M.F, et al (2008): Fra sammendraget: Ålen (*Anguilla anguilla*) er utbredt over hele Europa – og finnes i både ferskvann og sjø. Noen åler lever hele livet i sjøen, mens mange har sitt oppvekstområde i ferskvann. Alle søker imidlertid tilbake til Sargassohavet for å gyte. I de fleste europeiske land er bestanden av ål i sterk tilbakegang, noe som har vært påpekt av ICES Working Group on Eel siden 1998. Alle data som ligger til grunn for disse vurderingene er fra ål som søker å vandre opp i ferskvann. De fleste negative miljøfaktorer som påvirker ål virker sterkere i ferskvann enn i sjø, og de fleste er menneskeskapt (dammer og andre vandringshindre, forurensning, fiske), og det er derfor uklart om den delen av den europeiske ålbestanden som lever sitt liv i sjøen opplever en tilsvarende tilbakegang.

Davidsen et al (2011) abstract:

To study the migratory behaviour in wild northern European silver eel *Anguilla anguilla* during sea entry and early marine migration, 32 individuals were tagged with acoustic transmitters and registered at four automatic listening station arrays from the mouth of the north Norwegian River Alta and throughout the Alta Fjord. The *A. anguilla* entered the fjord during all parts of the tidal cycle and did not seem to utilize the outgoing tidal currents. They migrated mainly during the night, in both the river mouth and the fjord. On average, they spent 2.7 days travelling from the river mouth to the outermost array, 31 km from the river mouth, corresponding to an average migratory speed of 0.5 km h⁻¹. The *A. anguilla* generally migrated in the central part of the fjord and in the uppermost 10–25% of the water column, but with frequent dives to greater depths. Already 4 km after sea entry, *A. anguilla* were observed diving deeper than 130 m within 20–30 min periods. Hence, this study demonstrated that *A. anguilla* may perform an active diving behaviour during the early marine migration. The study took place in a pristine area with a minimum of anthropogenic interventions and by individuals from a population still uninfected by the introduced parasite *Anguillicoloides crassus*. The results may therefore be used as a baseline for future studies of the *A. anguilla* early marine migration.

Ålen gjorde også dykk ned til minst 130m (trolig dypere) på vei ut til storhavet, men holdt seg hovedsakelig i den øverste fjerdedelen av vannsøylen i fjorden. Blankålen i Førdefjorden kan muligens gjøre lignende dypdykk i Førdefjorden, men dette er lite kjent. Det meste av det som finnes av informasjon om vandringsdyp antyder at ål i kystnære færevann sjelden vandrer dypt.

Ål i gulålstadiet ble fanget med høyest tettheter i august i ålerusene. Ålefisket ble gjennomført basert på lokale fiskeres erfaring og i områder med størst sannsynlighet for å fange ål, dvs. grunnere enn 20 m langs land.

Det lokale vandringsmønsteret for blankål i deponiet er ikke kjent, da det kreves helt spesiell type undersøkelse som inkluderer merking og gjenutsettelse, det vil si langt utover det som var definert i dette programmet. Basert på observasjoner i *Davidson et al* (2011) ser det generelt ut til at ål migrerer i de øverste 10-25% av vannmassene, men at de kan gjøre dykk ned til større dyp enn 130m.

Kysttorsk

Ingen torsk ble registrert i den visuelle undersøkelsen som ble gjennomført i mars. Prøvefiske etter torsk ved bruk av trollgarn resulterte heller ikke i fangst, noe som samsvarer med tilbakemeldinger fra lokale fiskere som sier det har vært et dårlig år med tanke på fiske, særlig torsk. Garnene ble satt ut utenfor gytetida for torsk og tidspunktet var derfor ikke egnet for å kartlegge vandringsmønsteret til gyttende torsk. Det ble imidlertid i mai fanget en del små torsk sammen med ål i ruser. I det foreslåtte deponiområdet ble det funnet lave antall torsk/hyse-egg, men de var til stede i alle håvtrekkprøvene. Eggene var i tidlig stadier og dette tyder på at det foregikk gyting på prøvetakingstidspunktet. På grunn av det lave antallet egg er det vanskelig å avgjøre om gytingen kan ha skjedd lokalt eller om det har vært drift fra nærliggende områder.

Ulike kilder oppgir at kysttorsk gyter på grunnere vann (20-100 meters dyp) (Pethon, 2005). Havforskningen skriver om «Torskens livshistorie»: *Kysttorsk gyter både inne i fjordene og i skjærgården. Den velger beskyttede områder, ofte innerst i fjordarmene, i poller, våger eller bukter, hvor gytingen foregår typisk på 20-60m dyp. Eggene flyter stort sett i de øverste 30m av vannsøylen...Hva som skjer når torken blir større er ikke helt kjent. Stor fin torsk fanges på gytefeltene, men den er sjelden å få i fjordene utenom gytesesongen. Trolig er den på beivandring i et større område, kanskje helt ut til havs.* (www.imr.no/temasider/fisk/torsk):

Ingen torskelarver ble funnet i håvtrekkene, noe som underbygger at det kan være en spredning av egg fra nærliggende gyteområder. I og med at det ble funnet egg i tidlig stadium i deponiområdet underbygger dette teorien om at gyting foregår i nærområdet til deponiet på grunt vann som for eksempel Redalsvika og Gjeldsvika. Tidligere undersøkelser gjort av HI (2010 og 2011) har heller ikke funnet store mengder egg vest i influensområdet, selv om det på samme tidspunkt har vært store



Kysttorsk *Gadus morhua*

Gyte-, oppvekst- og beiteområde:

Fjorder og kystnære områder.

Alder ved kjønnsmodning:

3-6 år. Kan bli 20 år, men sjelden over 15 år, 1,3 m og 40 kg.

Førstegangsgytere kan gi 400 000 egg, de eldste 15 millioner egg.

Biologi: Det finnes flere bestander av kysttorsk langs kysten fra Stad til russegrensen. Andelen kysttorsk øker fra nord mot sør. Mengden øker derimot fra sør mot nord, og om lag 75% finnes nord for 67°N. Kysttorsk finnes fra tarebeltet til dypere vann ned mot 500 meter. Den gyter langt inne i de fleste fjordene eller i sidearmene i større fjord-systemer, men også i samme områder som nordøstarktisk torsk.

Kysttorsk bunnslår på svært grunt vann og vandrer sjelden ned på dypere vann før den er 2 år gammel. Den blir tidligere kjønnsmoden enn nordøstarktisk torsk, vokser hurtigere og vandrer i mindre grad.

mengder egg i Redalsvika, noe som underbygger at eggene vi fant kommer driftende fra nærliggende gyteområder.

Blålange/Lange

Blålange er en rødlistet art, og har fått endret status fra sårbar (i 2006) til sterkt truet (i 2010). Generelt for blålange er at bestandsnedgangen har stoppet opp, sannsynligvis på grunn av effektive fiskerreguleringer. Biologien og utbredelsen for blålange er gitt i faktaboksen til høyre (hentet fra www.imr.no).

Det ble registrert fire individer av blålange i forbindelse med den visuelle kartleggingen i mars. De fire registreringene ble gjort i et undersøkellesområde som er 7 km langt. Blålangen som ble registrert var ca 80 cm lange, og slanke individer. Hvis de var hunner var de neppe gyteklare på grunn manglende oppsvulmet buk.

I følge litteraturen (Magnusson *et al*, 1997) har blålange sitt hovedgyteområde ved Island, Færøyene og Storegga kanten. Det er kjent at de kan samles i store ansamlinger for å gyte på 350 til 700m dyp (Storegga), men vanligst fra 600 til 1000m dyp. De gyter til forskjellig tid på de forskjellige gytefeltene - mai til juni på Storegga. Eggene, som er pelagiske, er kjent for å drive med Atlanterhavsstrømmen over store avstander (Magnusson *et al*, 1997).

Blålange ble også registrert av HI under i forbindelsen med KU'en i 2008 (Bjelland, 2008) og er en vanlig art i dype fjorder.

Det ble på tre stasjoner funnet egg som ble identifisert som langeegg i forbindelse med egg- og larveundersøkelsen gjennomført i april. Det er ikke mulig å skille egg fra blålange og lange morfologisk. De kan skilles med en DNA analyse, men det krever spesielt prøveoppsett og fiksering. En slik analyse er ikke standard og ble heller ikke planlagt i denne undersøkelsen. Eggene ble både funnet i håvtrekk som gikk fra bunnen til overflaten og fra 50m dyp til overflaten. Eggene er pelagiske slik at det er umulig å vurdere hvor i vannsøylen eggene ble tatt, eller hvor fisken har gytt. Det har aldri blitt påvist blålange egg i norske fjorder.



Blålange – *Molva dipterygia*

Andre norske navn: Bjørkelonge, blålong

Familie: Torskfamilien (Gadidae)

Maks størrelse: 15 kg og 1,5 m

Levetid: Minst 30 år

Leveområde: Fra Marokko til Island, i Skagerrak, Kattegat og i det sørvestlige Barentshavet

Hovedgyteområde: Reykjanesryggen sør av Island, ved Færøyene, vest av Hebridene og langs Storegga

Føde: Fisk

Nøkeltall:

KVOTERÅD: Ingen kvoteråd, men det anbefales stopp i det direkte fisket og reduksjon i bifangster


SISTE ÅRS KVOTE, TOTAL OG NORSK: Ingen kvoteregulering for norske fiskere i norsk sone, EU-kvote: 150 tonn. Færøyene: 2 425 tonn lange/blålange.

SISTE ÅRS FANGST, TOTAL OG NORSK:
Totalt 7 800 tonn i 2008, norsk: 407 tonn



Fakta om bestanden:

Blålange er utbredt fra Marokko til Island, i Nordsjøen og Skagerrak, og i det sørvestlige Barentshavet. Den er mest tallrik i varme, dype sokkelområder, i kontinentalskråningen og i fjordene. Den er vanligst på 350–500 m dyp, men kan finnes mellom 200–1500 m. Den finnes også i Middelhavet, ved Grønland og på østkysten av Canada og USA fra Labrador til Cape Cod. Dietten består hovedsakelig av fisk. Kjente hovedgyteområder er Reykjanesryggen sør av Island, ved Færøyene, vest av Hebridene og langs Storegga, men tallrikheten i disse områdene er usikker. Til forskjell fra lange og brosme opptrer blålange spesielt konsentrert i gyteperioden.



Langeegg er kjent for å spre seg over store områder av Nord-Øst Atlanteren, gytetiden på Storegga er observert til mai-juni på 300 til 600m dyp. Generelt gyter lange grunnere enn blålange, vanligst på 150-300m dyp (Magnusson *et al*, 1997). Eggene er pelagiske og blir ofte observert fra 30 til 400m dyp. Langeegg kan spre seg over store områder og er for eksempel funnet i Oslofjorden.

Andre arter

Prøvefiske etter bunnfisk ved bruk av breiflabbgarn viste at deponiområdet inneholder arter som breiflabb, kveite og skater. Resultatene er i tråd med hvilke arter som tidligere er rapportert av HI i forbindelse med konsekvensutredningen. Breiflabbgarnene ble satt ut for sent til å påvise om det var kveiter på vei til gyting som ble fanget.

I Tabell 3-9 er det gitt en oversikt over hvilke fiskearter som er påvist i undersøkelsen, når og hvor de gyter, hvor i vannmassene egg, larver og voksen fisk oppholder seg, og hvilken metodikk som ble benyttet. Det er i tabellen skravert ut fisk som typisk har gyting av egg på bunnen, samt larvestadier som er assosiert med bunnen, og som kan bli direkte påvirket av deponering.

Det er registrert 25 fiskearter i våre undersøkelser. Resultatene bekrefter resultatene fra fiskeundersøkelsen gjennomført av HI i 2008 som hadde følgende konklusjon:

Rødlisteartene pigghå, blålange og vanlig uer som ble tatt under prøvefiske hører til, og blir sannsynligvis rekruttert fra bestander i tilgrensende, større havområder og det drives fremdeles et kommersielt fiske i disse områdene. Forekomsten av disse artene i Førdefjorden er på ingen måte unik, man vil finne disse i flere av nabofjordene, og har en marginal betydning i forhold til resten av bestandene.

Lange og blålange er begge tidligere registrert i fjorden, og i andre fjorder i Norge. I de undersøkelsene har det heller ikke vært gjort forsøk på å verifisere langeeggene. Basert på det kan vi ikke konkludere hvorvidt blålange gyter i norske fjorder.

Tabell 3-9. Fiskearter registrert under tilleggsundersøkelser i Førdefjorden og deres ulike livsstadier (i henhold til Pethon, 2005). Egg og larver typisk forbundet med bunnhabitatet er markert ut i tabellen.

Art	Egg	Larver	Juvenile	Voksne (adulte)	Denne undersøkelsen
Uer (<i>Sebastes viviparus</i> .)	Ovovivipari (levende unger)	Pelagiske, april til juni	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Visuell (voksne)
Havmus (<i>Chimaera monstrosa</i>)	På bunn-våren-sommeren (grunnere vann)	-	Benthopelagiske	Bathydemersal - Benthopelagiske	Visuell (juvenile, voksne)
Hågjel (<i>Galeus melastomus</i>)	På bunn – januar- juli (trolig sandbunn)	-	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Visuell (juvenile, voksne)
Spisskate (<i>Dipturus cf. oxyrinchus</i>)	På bunn – februar-april	-	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Visuell, garn (voksne)
Skolest (<i>Coryphaenoides rupestris</i>)	Pelagiske-høsten og vinteren-600+ dyp	Pelagiske	Benthopelagiske-Bathypelagiske	Benthopelagiske -Bathypelagiske	Visuell (voksne)
Brosme (<i>Brosme brosme</i>)	Pelagiske 200-400 m dyp i april til august	Pelagiske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Håvtrekk, Visuell (egg, larver, voksne)
Sypike (<i>Trisopterus minutus</i>)	Pelagiske 50-100m vår, tidlig sommer	Pelagiske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Visuell (voksne)
Lyr (<i>Pollachius pollachius</i>)	Pelagiske 100m våren til sommeren	Pelagiske	Benthopelagiske	Pelagiske - benthopelagiske	Visuell (voksne)
Lysprikkfisk (<i>Myctophidae indet.</i>)	Pelagiske året rundt.	Pelagiske	Pelagiske	Pelagiske	Visuell (voksne)
Blålange (<i>Molva dypterygia</i>)	På bunn, april til juni	Pelagiske	Benthopelagiske (kyst)	Benthopelagiske	Visuell
Lange (<i>Molva molva</i>)	På bunn, april til juni	Pelagiske	Benthopelagiske (kyst)	Benthopelagiske	Egg, larve ³
Laksesild (<i>Maurolicus muelleri</i>)	Pelagiske topp mars - september	Pelagiske	Pelagiske	Pelagiske-sommer Benthopelagiske	Håvtrekk (egg)
Kysttorsk (<i>Gadus morhua</i>)	Pelagiske 50-200m sjøtemp mellom 4-6°C	Pelagiske	Pelagiske - benthopelagiske	Pelagiske - benthopelagiske	Håvtrekk (egg)
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	Pelagiske 400-700m vinter til vår	Pelagiske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Ruser (voksne)
Tangbrosme (<i>Ciliata mustela</i>)	Pelagiske dyp, januar til juli	Pelagiske	Pelagiske - benthopelagiske	Benthopelagiske	Håvtrekk (larver, egg)
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	På bunn, april-juni	Pelagiske - benthopelagiske	Benthopelagiske (strendene)	Benthopelagiske (dyp)	Håvtrekk (egg, larver)
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Pelagiske 50-200m, februar til april	Pelagiske - benthopelagiske	Benthopelagiske (strendene)	Benthopelagiske	Håvtrekk (egg, larver)

³ Egg og larve er bestemt til lange

Tabell 3-8 forts.

Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>)	Pelagiske 25-55m (Nordsjøen) februar til august	Pelagiske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Håvtrekk (larver)
Hyse (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	Pelagiske 100-150m, mars til juni	Pelagiske	Pelagiske	Benthopelagiske	Håvtrekk (egg, larver)
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	Pelagiske 100m, januar til juli	Pelagiske	Pelagiske	Pelagiske - benthopelagiske	Håvtrekk (larver)
Strømsild (<i>Argentina sphyraena</i>)	Pelagiske våren og sommeren	Pelagiske	Pelagiske	Pelagiske - benthopelagiske	Håvtrekk (larver)
Glassvar (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>)	Planktoniske	Planktoniske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Håvtrekk (larver)
Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>)	På bunn til topp, desember til mai	Pelagiske - benthopelagiske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Garn (voksne)
Breiflabb (<i>Lophius piscatorius</i>)	Pelagiske, våren	Pelagiske - benthopelagiske	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Garn (voksne)
Skate (<i>Raja spp.</i>)	På bunn – sommeren	-	Benthopelagiske	Benthopelagiske	Garn (voksne)

Konklusjoner:

- Det ble totalt registrert 25 fiskerarter (bestemt fra egg, larver og voksen fisk)
- Det har blitt registrert to rødlistearter, ål og blålange i fjorden. Ål ble påvist i de grunne delene og blålange langs bunnen i det dypet området. Blålangen er rødlistet først og fremst på bestandsnedgang over mange år og som skyldes for stor beskatning.
- Det ble fanget noe torsk i de grunnere delen av fjorden. Torsk ble ikke registrert i dypere delen av fjorden, hverken i forbindelse med visuell kartlegging i mars, eller i garn satt ut i mai
- Prøvefiske etter andre arter med garn resulterte i fangst av en del skater, enkelte breiflabb og et par kveiter.
- Bruskfisk er svært vanlig i deponiområdet. Ingen av våre registreringer inkluderer rødlistede bruskfisk
- Håvtrekk etter fiskeegg og larver viste generelt artsrike håvtrekk med 9 arter av fiskeegg og 8 arter av fiskelarver.
- Egg fra laksesild var relativt vanlig i alle håvtrekk. Torsk/hyse egg ble funnet i lave mengder i alle prøvene.
- Det ble funnet store mengder egg som er identifisert som langeegg i et av håvtrekkene, noe som tyder på at i området eller i nærliggende områder foregår det gyting. Undersøkelsen kan ikke avdekke hvilken langeart eggene tilhører.
- Resultatene indikerer gytefelt for torsk i nærområdet til deponiområdet. Funn av larver tyder på drift fra gytefelt i nærliggende områder hvor det er grunnere enn i det omsøkt deponeringsområdet.

4 EFFEKTVURDERING AV FJORDDEPONI

4.1 Innledning

DNV GL har gjennomført en vurdering av potensielle effekter som følge av deponering av overskuddsmasser. Effektvurderingen er basert på kunnskap om marinbiologi og modellerte konsentrasjoner av partikler i vannmassene, og sedimentering på fjordbunnen som følge av deponeringen. Effekter diskuteres ut fra gjeldende kunnskap om tålegrenser for partikler og sedimentasjonsrater for ressurser som ansees som relevante i Førdefjorden.

Følgende komponenter i avgangen er modellert av SINTEF (DNV GL, 2014-1244 *Strømforhold og spredning i Førdefjorden*) og ansees som relevante i en effektvurdering av Førdefjorden:

- **Effekter som følge av økt partikkelkonsentrasjon i vannsøylen**
Det skiller ikke mellom forskjellige partikkelstørrelser. Total konsentrasjon av svevende partikler i SINTEF's modelleringer ansees som biologisk relevant og effektvurderingen er basert på disse. DNV GL betrakter modellerte partikler som inerte mineralpartikler («sediment») uten spesifikt innhold eller form.
- **Effekter som følge av nedslamming av sjøbunn («begravelse»).**
Her er fokus på modellert sedimenteringsrate for total partikkelmengde, det skiller ikke mellom forskjellige partikkelstørrelser. I forbindelse med nedslamming vil effektgrensen defineres ut fra akutte tålegrenser.

4.2 Bakgrunn

Følgende ressurser er identifisert som relevante i en effektvurdering av fjorddeponi:

- Voksen og juvenil fisk
- Fiskeegg og larver
- Filtrerende organismer på hardbunn
- Alle typer bunnlevende bløtbunnsorganismer

DNV GL har gjennomført en litteratur- og erfaringsstudie og bruker i effektvurderingen laveste rapporterte effektkonsentrasjon for relevante ressurser og for relevante komponenter i avgangen fra Engebø. Litteraturstudien omfatter effektstudier av både naturlige sedimenter fra elver og estuarier, og boreslam fra boreoperasjoner offshore.

I effektvurderingen skiller det mellom effektkonsentrasjon for letale og subletale effekter. For voksen fisk er det i tillegg identifisert en effektkonsentrasjon for unnvikelse.

Det er ikke identifisert artsspesifikke effektgrenser. DNV GL har i effektvurderingen brukt lavest rapportert effektkonsentrasjon i de organismegrupper som er nevnt ovenfor. Det blir da mulig å gi et bilde av risikoen for voksen fisk i vannsøylen som er forskjellig fra fiskeegg og larver som kun er tilstede i vannsøylen under deler av året, og for bentiske (bunnlevende) organismer på bløt- og hardbunn. Denne type risikovurdering er etter DNV GLs oppfatning mer relevant enn en PNEC-tilnærming for den planlagte avgangen fra Engebø, hvor artsammensetning er godt kartlagt og kan ses i forhold til spesifikke effektgrenser.

Effektvurderingen er fokusert på modelleringsresultater som modellerer en typisk deponeringssituasjon med variasjoner over ett år.

4.3 Effektgrenser for fisk som følge av økt partikkelkonsentrasjon i vannsøylen

4.3.1 Letale effekter i voksen fisk

Effektstudier med en blanding av attapulgitt (magnesium/aluminium silikat) har vist at høye partikkelkonsentrasjoner som følge av oversvømmelse, oppmudring og deponering kan gi økt dødelighet i voksen fisk. I forsøk med syv forskjellige amerikanske fiskearter ble det påvist signifikant dødelighet i fem arter, med effektgrenser (LC10) mellom 580 mg/L i Silversides (*Atheriniformes*) og 2450 mg/L i Mummichog (*Fundulus heteroclitus*), med et høyere toleransnivå i bunnlevende fisk og fisk som er tilknyttet estuarier enn typisk pelagiske fisk (Sherk *et al.*, 1975).

I torsk er det observert dødelighet ned til 550 mg/L (Humborstad *et al.*, 1996). I laksefisk er det observert en viss dødelighet (LC10) som følge av eksponering for suspenderte partikler ved 1400 mg/L (Herbert & Merckens 1961). Det er stort sprik i toleranse mot partikler hos laksefisk og mange studier viser tålegrenser på titusentalls mg/L. Disse forskjellene kan knyttes til egenskaper ved selve partikkelen, slik som størrelse og form; små partikler ser ut til å gjøre mindre skade enn store (Servizi & Martens 1987) og avrundede partikler gjør mindre skade enn kantete (Lake & Hinch 1999). Det ser ut til at toleransen er lavere i studier hvor man har brukt naturlig elved sediment sammenliknet med studier hvor man har brukt kunstig sediment (Lake & Hinch 1999). Naturlig elve-sediment er for eksempel ladet og tiltrekker seg tungmetaller og store organiske partikler. Lake & Hinch (1999) foreslo at dette kunne være en mulig årsak til lavere LC50 i forsøk med Coho laks hvor naturlige elved sediment ble brukt. Forsøksbetingelser som eksempelvis årstid og temperatur spiller også inn, hvor samme arten viser seg å ha ulik respons ved ulik årstid (Robertson *et al.* 2007) og ved ulike temperaturer (Servizi & Martens 1991).

Litteraturen viser imidlertid at den viktigste parameteren er eksponeringstid. Newcombe og Jensen (1996) sammenstilte effekter av suspenderte mineralpartikler på laksefisk basert på en rekke vitenskapelige artikler. Basert på data fra disse arbeidene laget de modeller (likninger) som forsøkte å gi sammenhengen mellom biologisk respons, partikkelkonsentrasjon og varighet på eksponeringen. NIVA (2008) summerte opp resultatene og beregnet følgende grenseverdier for letaleffekter i voksen laksefisk:

:

- Eksponeringstid 1-7 timer, letaleffekter ved henholdsvis >22.000 og >3000 mg/L.
- Eksponeringstid 1 til 6 dager, letaleffekter ved henholdsvis >3000 og > 400 mg/L
- Eksponeringstid i 2-7 uker, letaleffekter ved henholdsvis >400 og > 55 mg/L

Juvenil fisk kom ut med omtrent samme grenseverdier mens tålegrenser for fiskelarver ikke ble evaluert.

Det er kjent at fiskearter med sterk tilknytning til bunn har høyere toleranse mot løste partikler i vann enn pelagisk fisk (Sherk *et al.*, 1975; Wilber & Clark 2001). Dette må også forventes i fisk tilknyttet sjøbunn i Førdefjorden hvor silt- og leirfraksjonen er helt dominerende (68-92 %). Ved å bruke en effektgrense for pelagisk fisk er det derfor rimelig å anta at bunnlevende fisk ligger godt innenfor effektgrensen.

Basert på ovenstående settes letal effektgrense i voksen fisk til **400 mg/L**. Dette ansees som meget konservativt fordi fisken forventes å svømme vekk fra partikkelskyer med høye konsentrasjoner (se nedenfor).

4.3.2 Subletale effekter i voksen fisk

Subletale effekter i voksen fisk som er beskrevet i litteraturen er et resultat av eksponering for lave konsentrasjoner over lang tid (mange dager). En godt dokumentert indirekte subletal effekt i fisk er redusert vekst, som ansees å være et resultat av redusert fødeinntak grunnet redusert sikt i vannet og/eller økte metabolske kostnader (McLeay *et al.* 1987). Det kan se ut til at redusert vekst inntreffer ved kronisk eksponering for relativt lave konsentrasjoner hos noen arter. Hos Coho laks ble vekstreduksjon observert ved 84 mg/L etter eksponering i 2 uker (Sigler *et al.* 1984). Hos atlantisk laks er det vist at fødeinntaket øker opp til konsentrasjoner på 180 mg/L, for så å gå ned ved en ytterligere økning i partikkelkonsentrasjon (Robertson *et al.* 2007). Eldre arbeider på ulike arter ørret viser at vekstreduksjon observeres allerede ved kroniske eksponeringskonsentrasjoner rundt 50 mg/L (Herbert & Richards 1963, Sykora *et al.* 1972). Hos harr ser toleransen ut til å være noe større, med en 6 % reduksjon i vekstrate ved kronisk eksponering for 100 mg/L (McLeay *et al.* 1987).

Basert på ovenstående litteratur i laksefisk settes subletal effektgrense i voksen fisk til **50 mg/L**, tilsvarende lavest rapporterte partikkelkonsentrasjon som gir vekstreduksjon i en kronisk eksponeringssituasjon. Dette ansees igjen som konservativt grunnet en forventet fluktrespons ved betydelig lavere konsentrasjoner (se nedenfor).

4.3.3 Adferdsrespons i voksen fisk

Hos atlantisk laks er det vist at sammenbrudd i dominans hierarki og reduksjon i territoriell adferd inntreffer ved konsentrasjoner >60 mg/L (Robertson *et al.* 2007). Tilsvarende effekt er også vist for Coho laks men effekten inntraff først ved konsentrasjoner rundt 130 mg/L (Berg & Northcote 1985). Unnvikelses-/fluktrespons (fisken prøver å komme unna vannet med høy turbiditet) ser også ut til å inntreffe i spennet 60-180 mg/L hos atlantisk laks (Robertson *et al.* 2007).

Forsøk med flere marine fiskearter har vist høyere følsomhet for høye partikkelkonsentrasjoner enn i laksefisker. Effektkonsentrasjon for unnvikelse/flukt er rapportert å være 3-5 mg/L i torsk (*Gadus morhua*; Appelberg *et al.* 2005; Westerberg *et al.* 1996), sild (*Clupea harengus*; Appelberg *et al.* 2005) og japansk taggmakrell (*Trachurus japonicus*; Morinaga *et al.* 1988). Basert på studier i torsk og sild ble det anbefalt en effektkonsentrasjon for unnvikelse i voksen/juvenil pelagisk og bunnlevende fisk på 10 mg/L TSS (total konsentrasjon løste partikler) i konsekvensutredningen av ny bro over Fehmarn Belt mellom Danmark og Tyskland (FeBEC, 2013).

Basert på resultater i torsk og sild settes effektgrense for unnvikelse til **5 mg/L**. Dette er lavere enn anbefalt effektgrense i samme arter i den sørlige del av Østersjøen (FeBEC, 2013). Unnvikelse-/fluktrespons tolkes i effektvurderingen som «habitatødeleggelse», dvs. vann hvor det ikke forventes voksen fisk.

4.3.4 Effektkonsentrasjon i egg og larver

Fiskeegg og larver er generelt mer følsomme for endringer i det naturlige vannmiljø enn voksen fisk. I tillegg har ikke fiskelarver evnen til å svømme vekk fra en partikkelsky på samme måte som voksen fisk og kan derfor potensielt bli eksponert over lang tid.

Kanadiske vannkvalitetskriterier på 25 mg/L for total partikkelkonsentrasjon i lakseelver (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002) er satt for å garantere beskyttelse av tidlige livsstadier i laksefisker. Økt direkte dødelighet i fiskelarver er rapportert ned til 100 mg/L (Van Daltsen, 1999; Kjørboe *et al.*, 1981). Johnston & Wildish (1982) viste at sildelarver foret i vann med 20 mg/L

suspenderte sedimenter spiste mindre *Artemia* enn larver fra kontrollgruppen, noe som også ble gjenspeilet i en lavere vekstrate i eksponerte larver. Messieh *et al* (1981) rapporterte imidlertid redusert fødeinntak i sildelarver allerede ved 3 mg/L. Forsøk med torskeegg har vist at små partikler kleber fast på eggene og fører til at disse synker til bunns, med målbare effekter allerede ved en partikkelkonsentrasjon på 4 mg/l (FeBEC, 2013).

Basert på resultater i torskeegg og sildelarver settes effektgrense for egg og larver til **5 mg/L**, dvs. lik effektgrensen for unnvikelse i voksen fisk. For egg og larver skiller det ikke mellom letale/subletale effekter men subletale effekter forventes å føre til indirekte letaleffekter ved konsentrasjoner over 5 mg/L.

4.4 Effektgrenser i filtrerende organismer som følge av økt partikkelkonsentrasjon i vannsøylen

Til denne gruppen hører virvelløse dyr som spiser ved å filtrere sjøvann. For ressurser i Førdefjorden er det marine svamper og muslinger som lever på hardbunn i skråningene som ansees relevant.

Blåskjellene filtrerer via gjellene ut partikler i størrelsesintervallet 3-200 µm, med en optimal størrelse rundt 20 µm hos voksne skjell. Partikler som er større eller mindre enn dette sendes ut av skjellet med utstrømmen. Fordi partikler >10-15 µm raskt vil sedimentere på sjøbunn (hvor det ikke er blåskjell) er det derfor finstoff 3-15 µm som vil kunne gi effekter i blåskjell, tilsvarende om lag 7 % av avgangen. Forventet utslippskonsentrasjon av partikkelstørrelse 3-15 µm er ca. 6700 mg/L, med utgangspunkt i en total partikkelkonsentrasjon i utslippet på 95,2 g/l.

Blåskjell har ingen muligheter til å "stenge ute" partikler dersom konsentrasjonen i vannet blir for høy. Mekanismene muslinger bruker for å håndtere høye konsentrasjoner av partikler er å redusere pumping/filtreringsrate, og å avvise overflødig filtrert materiale som såkalte pseudofaeces. Evnen til å skille ut overskuddspartikler gjør blåskjell lite sensitive for høye partikkelkonsentrasjoner. Det ble i grunnlagsrapporten i KU (kapittel 19) gjort litteratursøk på effekter av inerte mineralpartikler i blåskjell, men det ble ikke funnet relevante artikler. En nær slektning til blåskjell, den estuarine arten *Perna viridis* som lever i Sørøst-Asia har vist seg å tåle høye partikkelkonsentrasjoner i kroniske forsøk med en LC10 på snaue 1000 mg/L (Cheung & Shin, 2005). Langtidseksponeringen resulterte imidlertid i ureparerbare skader på gjellene, og skadenes omfang var i tillegg til partikkelkonsentrasjon også avhengig av partikkelstørrelse. Silt- og leirfraksjonen (partikler < 63 µm) i forsøket forårsaket minst skade, mens partikler i spennet 125-500 µm forårsaket størst skade. Som nevnt tidligere er det for den planlagte avgangen partikler i størrelsesintervallet 3-15 µm som ansees kunne gi effekter i blåskjell fordi større partikler vil synke ut i nærområdet hvor det ikke finnes blåskjell.

Tjensvoll *et al.* (2013) viste nylig at høye partikkelkonsentrasjoner fører til at marine svamper (*Geodia barretti*) stopper opp filtrering av sjøvann. Laveste effektkonsentrasjon ble identifisert til 50 mg/L og effekten av høye partikkelkonsentrasjoner var reversibel. I den samme studien ble det ikke påvist letaleffekter ved konsentrasjoner opp til 500 mg/L. Basert på studier i en marin svamp (*Geodia barretti*) og i asiatiske grønnskjell (*Perna viridis*) settes subletal effektgrense for filtrerende organismer i Førdefjorden til **50 mg/L**. For muslinger er dette et estimat som bygger på 10 % dødelighet (LC10) i grønnskjell ved en partikkelkonsentrasjon 1000 mg/L, og antakelsen om at subletale effekter i grønnskjell-studien har en LOEC (*lowest observed effect concentration*) på 1/10 av LC10 (100 mg/L). Fordi effektstudien ble gjennomført på en estuarin musling som er tilpasset et miljø med naturlig høye partikkelkonsentrasjoner er estimert LOEC i grønnskjell delt med 2. Basert på den samme studien blir da letal effektgrense i filtrerende organismer estimert til **500 mg/L** (LC10 i grønnskjell delt på 2).

4.5 Effektgrenser for nedslamming

Her anbefales å bruke effektgrensen definert av Smit et al. (2008) for akutt nedslamming som følge av utslipp av boreslam. Effektdata fra en rekke forskjellige organismer plottet i et SSD-plot ga en «global» HC5 som følge av akutt nedslamming på 0,63 cm. Dette tilsvarer altså forventet letalgrense for 5 % av alle organismer, mens 95 % vil overleve. Arbeidet gjennomført av Smit *et al.* er i tråd med DNV GLs egne erfaringer fra Hustadmarmor hvor en sedimenteringshastighet på under 0,6 cm/år (tørrvekt) (gjennomsnitt over 5 år) ikke har vist seg å gi målbare endring i biodiversiteten av bunnsfaunaen. Effektgrensen for nedslamming på sjøbunn settes derfor til **0,6 cm/år**.

5 PARTIKKELSPREDNING OG EFFEKTVURDERING – SAMLET VURDERING

I Førdefjorden er naturlig konsentrasjon av suspenderte finpartikler om lag 1 mg/L på dypt vann og uttrykker den totale konsentrasjonen partikler i vannsøylen, det vil si både organiske (bakterier, mikroplankton, "marin snø") og uorganiske partikler.

SINTEF har modellert partikkelkonsentrasjon i vannsøylen og sedimentoppbygging på sjøbunn i et 12-måneders utslippsscenario fra august 2013 til august 2014. Modelleringsresultatene inkluderer årstidsvariasjoner over ett år og ansees representative for mange år frem i tid.

Modelleringsresultatene viser et homogent spredningsbilde i perioden august 2013 - april 2014, med spredning utover fjorden i vestlig retning (Figur 5-1). Endring i strømforhold mot slutten av perioden gir spredning østover, som fører til lavere vannvolum med partikkelkonsentrasjoner over bakgrunnsnivå (1 mg/L; ikke vist i figur). Høye konsentrasjoner nær utslippspunktet faller til snittverdier på 6,2 mg/L etter 500 m, og 2,1 mg/L etter 1 km (Figur 5-1). Partiklene spres i liten grad vertikalt, og konsentrasjoner over 1 mg/L observeres ikke over dyp på 260 m i simuleringen (Figur 5-2).

Figur 5-1 og Figur 5-2 viser at det forventes partikkelkonsentrasjoner over laveste identifiserte effektgrense (5 mg/L for hhv. unnvikelse i voksen fisk, og forventede letaleffekter i fiskeegg og larver; grønn/gul/orange/rød farge i figurer) er begrenset til vannmasse innenfor deponiområdet. I tillegg viser Figur 5-2 at potensielle effekter vil være begrenset til dypt vann nær fjordbunn. Blå farge i Figur 5-1 og Figur 5-2 indikerer partikkelkonsentrasjoner over bakgrunnsnivå (1-5 mg/L) men under identifiserte effektkonsentrasjoner for relevante ressurser. Partikkelkonsentrasjoner over identifisert effektgrense for subletale effekter i voksen fisk og filtrerende organismer (50 mg/L; rød farge i figur) er begrenset til ca. 300 m fra utslippspunktet og på dypt vann (under ca. 260 m etter 1 år). Dette område utgjør en begrenset andel av Førdefjordens totale vannvolum. Det forventes ikke letaleffekter i voksen fisk (konsentrasjoner over 400 mg/L) eller filtrerende organismer (over 500 mg/L) som følge av økt partikkelkonsentrasjon i vannsøylen.

Modellerte langtidsscenarier etter hhv. 25 år og 50 år med deponering (Figur 5-3) viser et utvidet influensområde sammenlignet med 12-måneders scenariet som imidlertid fortsatt er begrenset til dypt vann og hovedsakelig til vannmassene over planlagt deponiområde. Figur 5-4 viser at utslippsretningen har mye å si for størrelsen på influensområdet i vannsøylen; en utslippsretning sørover gir et signifikant minket influensområde overfor «base case» med utslipp vestover på langs med Førdefjorden.

Basert på modellert framtidsscenario etter 50 år har vi følgende situasjon:

- **På bunnen:** Deponihauger avsatt på bunnen og som når opp til 180m dyp. Avgang dekker hele deponiområdet på bunnen.

- **I vannsøylen:** Konsentrasjon av partikler er over bakgrunnsnivå (ca. 1 mg/L) dypere enn ca. 130m, dvs. grunnere enn 130m er partikkelkonsentrasjonen ned mot bakgrunnsnivå etter 50 års drift.

Basert på disse modellerte framtidsscenarioene har vi vurdert hvordan dette vil påvirke bunnlevende organismer, organismer som trenger dette området i ett eller flere livsstadier og spesielt i forhold til kysttorsk, ål, blålange og sjøkreps. Siden kartleggingen som har blitt gjennomført kun viser små detaljer av kunnskap («øyeblikksbilder») er den følgende vurdering basert både på kunnskapsinnhenting fra den marinbiologiske kartlegging, fra litteraturen, andre studier og rene antagelser der man mangler både data og erfaringer.

Bunnlevende organismer


Avgangen vil påvirke bløtbunnsamfunnet i områder hvor partikkelmengden øker med mer enn 6mm per år. Erfaring fra andre deponier i Norge viser betydelige effekter på bløtbunnsamfunnet i den aktive delen av deponiet, men at rekolonisering skjer i andre deler av deponiet som ikke mottar avgangsmasser. Erfaringer fra Titania og Hustadmarmor viser at rekolonisering skjer raskt, med rikt dyreliv oppnådd etter 5-10 år i områder som ikke mottar avgangsmasser. Det fremkommer ikke av våre studier eller tidligere studier at deponiområdet har en mer unik fauna enn andre fjorder eller andre deler av Førdefjorden.

Fisk

Det er kjent at **kysttorsken** gyter i nærområdet til deponiet. Gyting foregår i de øvre vannmassene (typisk 20-60m; www.imr.no/temasider/fisk/torsk), slik at verken gytingen eller utvikling av egg og larver antas å bli påvirket av partikler i vannmassene som er grunnere enn 130m (etter 50 års drift). Det at bunnen heves fra 320 til 180m vil neppe påvirke noen av livsstadierne til kysttorsken. Det er etter vår erfaring ikke kjent i litteraturen at de store dypbassengene er spesielt viktige for kysttorsken. Våre undersøkelser er begrenset mht. å dokumentere hvor stor andel av kysttorsken som gyter i de øvre vannmassene og som er avhengig av den dypere delen av fjorden for å vandre inn til Redalsvika og Gjeldsvika, eller andre grunnere områder hvor torsken gyter. Hvor torsken er når den ikke gyter er ikke kjent, men enkelte torsk vil helt sikkert kunne bruke de dypere deler av bassenget, selv om hverken prøvofiske i forbindelse med KU'en (Bjelland, 2008) eller den visuelle kartleggingen kan bekrefte dette. Det er ikke urimelig å forvente at torsk vil oppfatte en endret bunn eller store mengder partikler som en hindring som den enten vil svømme over eller rundt. Siden en slik hindring ikke vil være tilstede for de øvre 130m (etter 50 års drift) i vannsøylen mener vi at deponiet i liten grad vil påvirke gyting og oppvekst i de grunnere deler av fjorden.

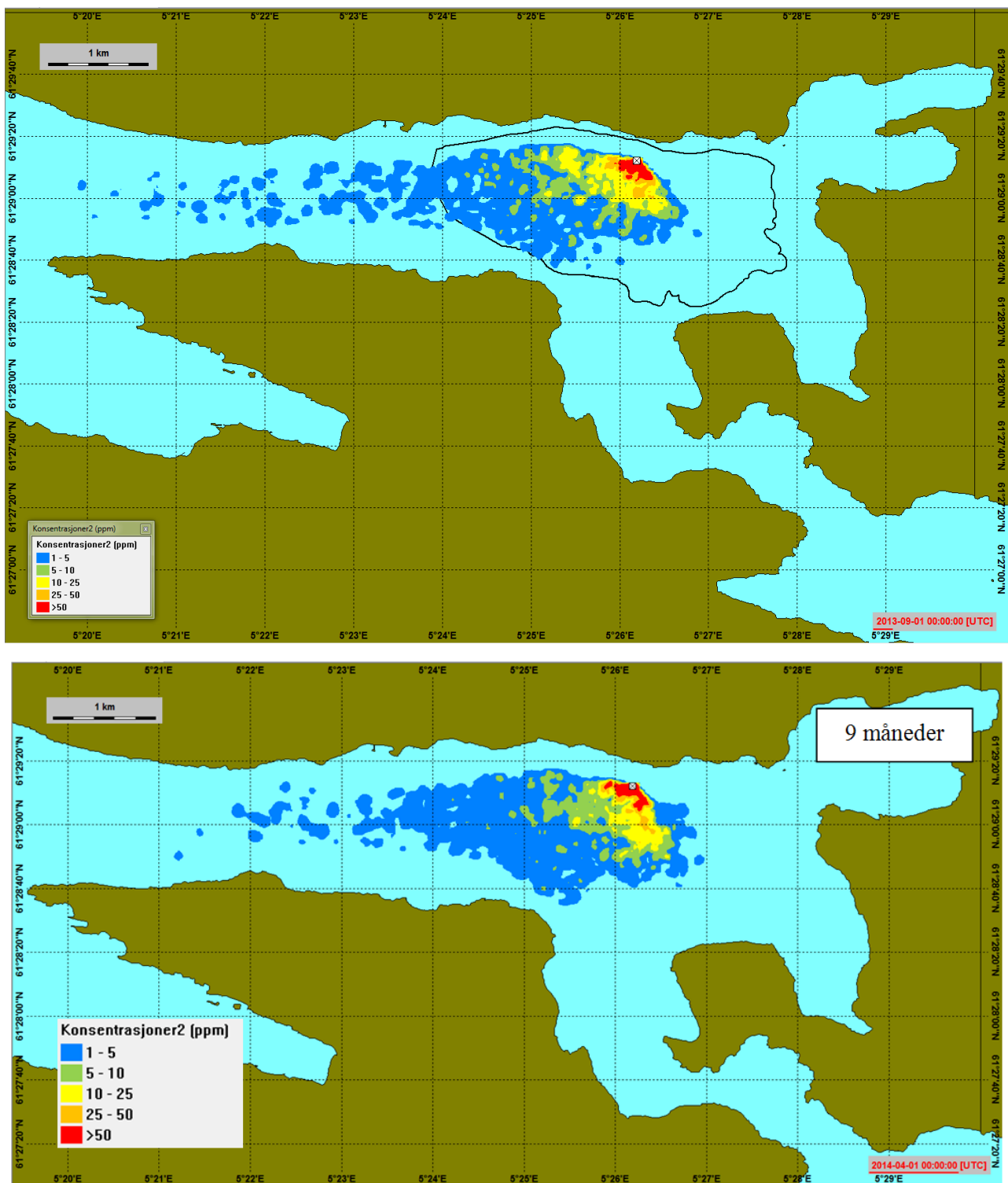
Vandring av **ål** er lite studert, og eksakt vandringsmønster for blankålen gjennom deponiområdet er derfor ikke kjent. Merkeforsøk av blankål (Davidsen, 2011), har vist at flest år svømmer ut gjennom fjorder i det øvre 10-25% vannlaget, men enkeltindiver gjør også dykk til mer enn 130m. I gulålstadiet holder ålen seg til grunnere områder og vil ikke bli påvirket av partikler så lenge den ikke gjør dypdykk. Hyppigheten av eventuelle slike dypdykk er lite kjent.

Sannsynligheten for at deponiet skal være en barriere for blankål når den vandrer ut av fjorden anses som liten. Hvis ål som dykker dypere enn 130m på sin vandring ut av Førdefjorden skulle møte på partikler i deponiområdet mener vi at det er stor sannsynlighet for at den vil svømme på siden eller over en slik sky på vei mot Sargassohavet. Denne undersøkelsen kan verken bekrefte eller avkrefte dette.

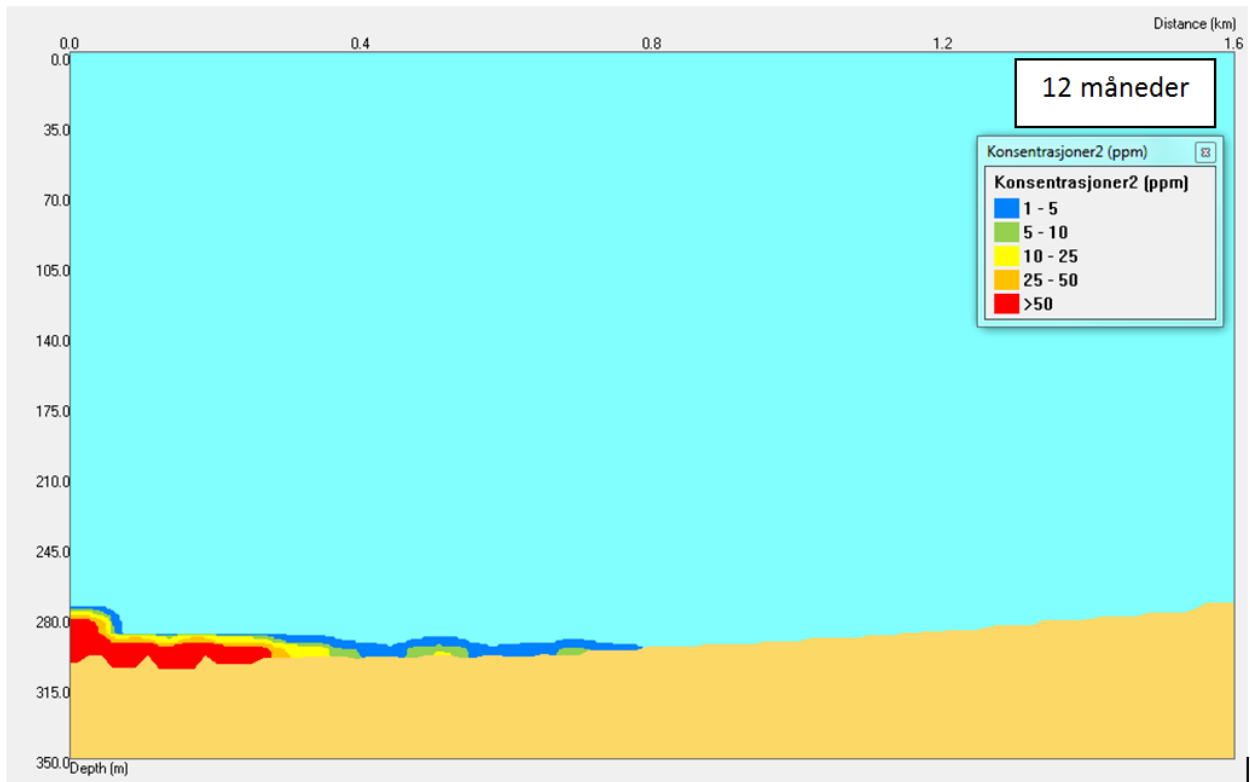


Blålange er observert i Førdefjorden, også i det omsøkte deponiet, og da som unge, slanke eksemplarer. Blålange er også tidligere observert i Førdefjorden.

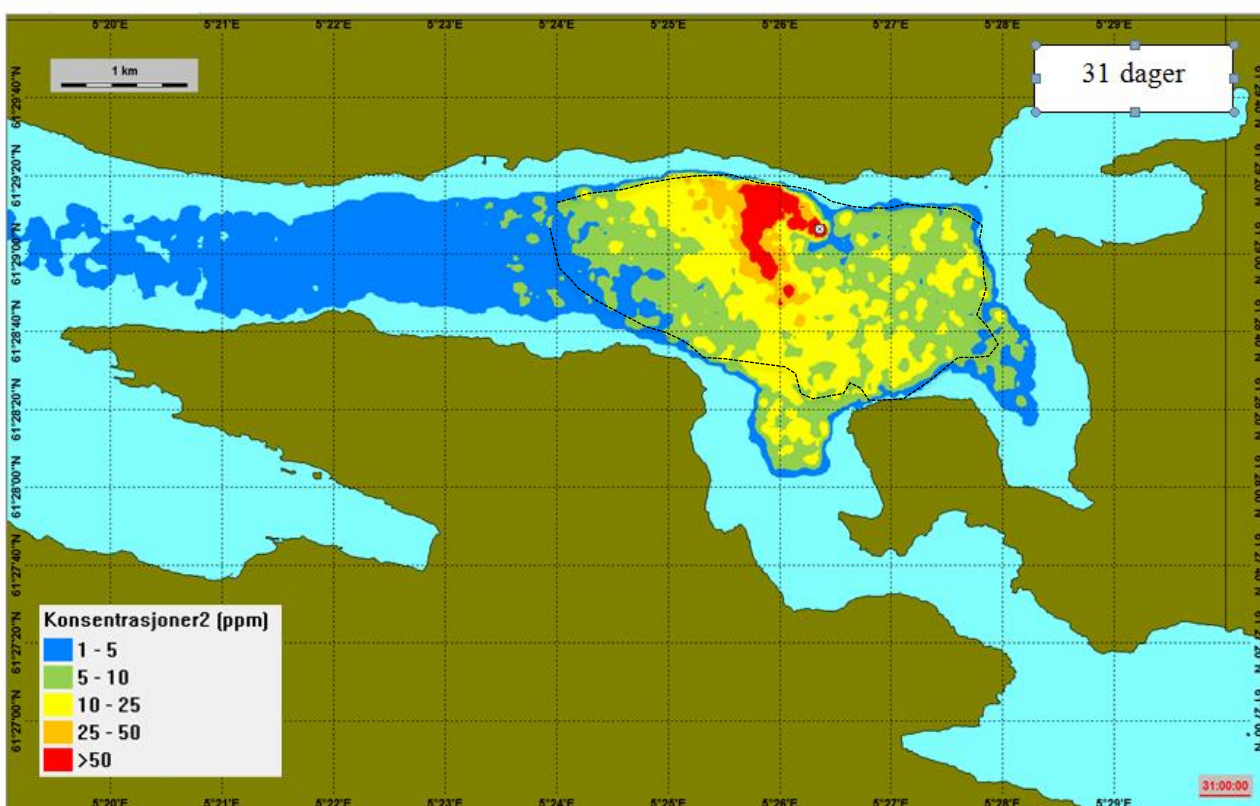
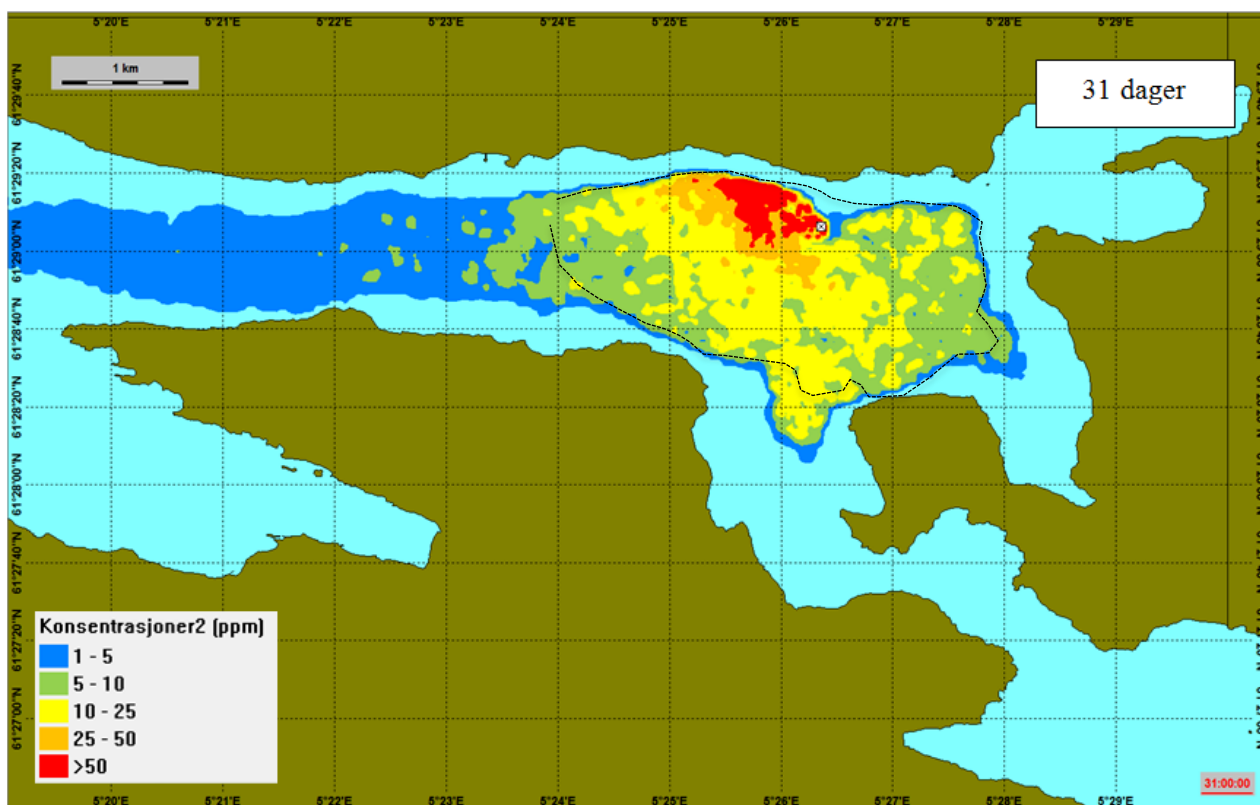
Lange Det er observert mange pelagiske egg i denne undersøkelsen som har blitt identifisert som lange. Hvilket stadium de var i er ikke kjent. Uten spesifikk identifisering (DNA analyser) kan vi ikke si om det er blålange eller lange egg som ble tatt i fjorden, men basert på litteraturen mht utbredelse, gyteområder, gytedyp er det større sannsynlighet for at de registrerte eggene er lange enn blålange.



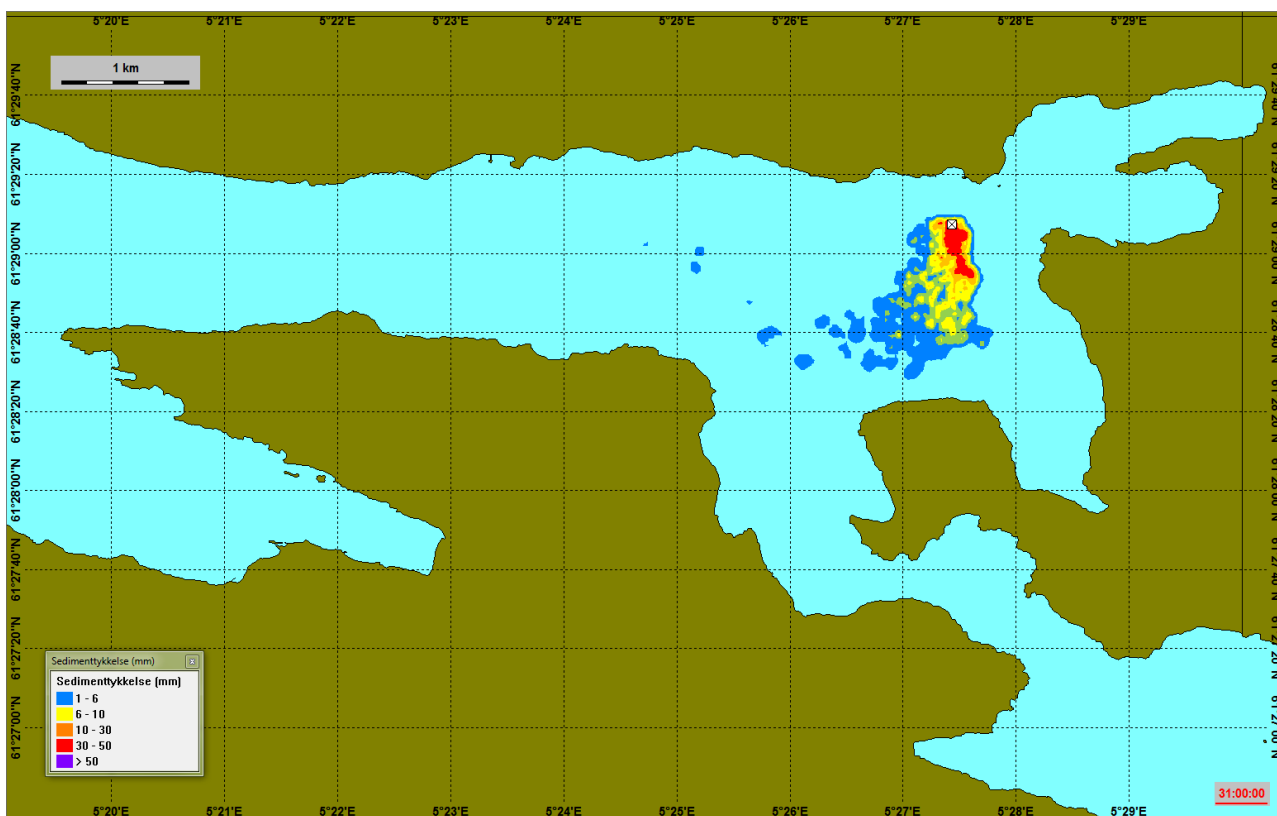
Figur 5-1 Spredningsbildet i Fårdefjorden uttrykt som maks-konsentrasjoner gjennom hele vannsøylen etter 2 måneder (øverst) og 9 måneder (nederst) med deponering. Fra SINTEF (2014).



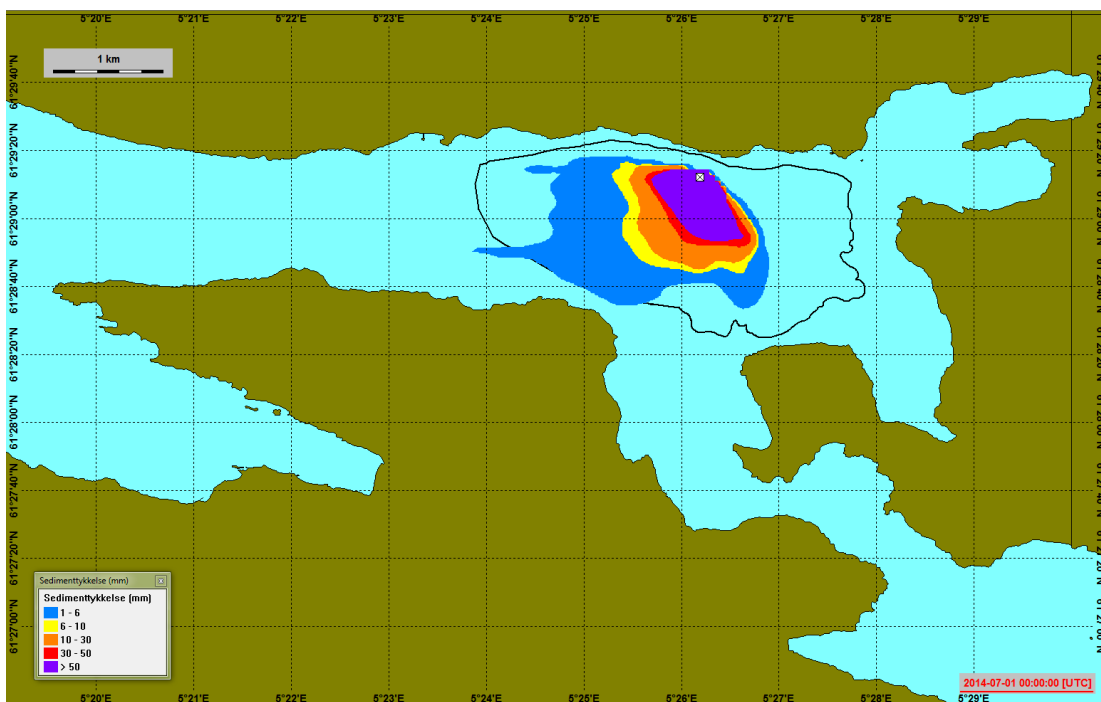
Figur 5-2 Vertikalt spredningsbilde i vannsøylen etter 12 måneder med deponering. Fra SINTEF (2014).



Figur 5-3 Spredningsbildet i Fårdefjorden uttrykt som maks-konsentrasjoner gjennom hele vannsøylen etter 25 år (øverst) og 50 år (nederst) med deponering. Planlagt deponiområde er markert med sort linje. Fra SINTEF (2014).



Figur 5-4 Spredningsbildet i Førdefjorden uttrykt som makskonsentrasjoner gjennom hele vannsøylen etter 50 år med alternativt utslippspunkt. Fra SINTEF (2014).




Figur 5-5 Sedimentoppbygging etter 12 måneder med deponering. Fra SINTEF (2014).

6 REFERANSER

- Appelberg M, Holmqvist M, Lagenfelt I, 2005. Öresundsforbindelsens inverkan på fisk och fiske. Fiskeriverket, underlagsrapport 1992-2005.
- Berg L, Northcote TG, 1985. Changes in territorial gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42:1410-17.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total particulate matter. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Cheung SG, Shin PK, 2005. Size effects of suspended particles on gill damage in green-lipped mussel *Perna viridis*. Marine Pollution Bulletin 51:801-10.
- Davidson, J. G., Finstad, B., Økland, F., Thorstad, E. B., Mo, T. A. and Rikardsen, A. H. (2011), Early marine migration of European silver eel *Anguilla anguilla* in northern Norway. Journal of Fish Biology, 78: 1390–1404. doi: 10.1111/j.1095-8649.2011.02943.
- Durif, C.M.F, Knutsen, J.A., Johannessen, T. og Vøllestad, L.A. 2008. Analyse av bestandutviklingentil ål i Norge – i sjø og ferskvann. Fiksen og Havet (8) 2008.
- FeBEC, 2013. Fish Ecology in Fehmarnbelt. Environmental Impact assessment Report. Fehmarn Belt Environment Consortium JV Report No. E4TR0041 - Volume I.
- Havforskningsinstituttet, 2013, Håndbok for prøvetaking og pre-analyse av plankton – prosedyrer for prøvetaking og pre-analyse av dyre- og planteplankton på forskningsfartøy og i laboratorium på land, versjon 3.0 (mars 2013).
- Herbert D, Merckens J, 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. International Journal of Air and Water Pollution 5:46-55.
- Herbert D, Richards J, 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. International Journal of Air and Water Pollution 7:297-302.
- Johnston DD, Wildish DJ, 1982. Effect of suspended sediment on feeding by larval Herring *Clupea harengus harengus*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 49:261-7.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Kjørboe T, Frantsen E, Jensen C, Sørensen G, 1981. Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. Estuarine, Coastal and Shelf Science 13, 107-1.
- Lake RG, Hinch SG, 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56(5):862-7.
- Messieh SN, Wildish DJ, Peterson RH, 1981. Possible impact from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Science 1008.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Magnusson, J.V., Bergstad, O.A, Hareide, N-R., Magnusson, J., og Reinert, J. Tema Nord 1997:535.

- McLeay D, Birtwell I, Hartman G, Ennis G, 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44(3):658-73.
- Morinaga TT, Koike T, Ootomo K, Matsuike K, 1988. Response of a fish school to turbid water. Uni-Mer, 26:19-28.
- Newcombe CP, Jensen JOT, 1996. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. North American Journal of Fisheries Management 16(4):693-727.
- NIVA, 2008. Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset. En litteraturstudie om effekter av metaller og suspenderte partikler. NIVA LNR 5689-2008. ISBN 978-82-577-5424-2.
- OSPAR, 2010a. Background document for Deep Sea Sponge Aggregations. Ospar Commision Biodiversity Series.
- OSPAR, 2010b. OSPAR Recommendation 2010/11 on furthering the protection and restoration of seapen and burrowing megafauna communities in the OSPAR Maritime Area. OSPAR 10/23/1-E, Annex 33.
- Pethon P, 2005. Aschehougs store fiskebok. 5 utg. Aschehoug, Norge.
- Pinto JM, Pearson WH, Anderson JW, 1984. Sediment preferences and oil contamination in the Pacific Sand Lance *Ammodytes hexapterus*. Mar Biol 83:193-204.
- Reay PJ, 1970. Synopsis of biological data on North Atlantic sandeels of the genus *Ammodytes*. Fisheries Synopsis No. 82. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Robertson M, Scruton D, Clarke K, 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behaviour of juvenile Atlantic salmon. Transactions of The American Fisheries Society 136:822-8.
- Servizi J, Martens D, 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. In: Smith, H., Margolis, L., Wood, C. (Eds.), Sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, population biology and future management, pp. 254-64.
- Servizi J, Martens D, 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences 48:493-7.
- Sherk JA, O'Connor JM, Neumann DA, 1975. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments. Estuarine Research 2:541-58.
- Sigler JW, Bjørn TC, Everest FH, 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and Coho salmon. Transactions of The American Fisheries Society 113:142-50.
- SINTEF, 2014. Simuleringer av partikkelspredning i Førdefjorden fra planlagt sjødeponi. SINTEF Rapport Nr. F26318.
- Smit MGD, Holthaus KIE, Trannum HC, Neff JM, Kjeilen-Eilertsen G, Jak RG, Singsaas I, Huijbregts MAJ, Hendriks AJ, 2008. Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial and grain size change in the marine environment. Environmental Toxicology and Chemistry 27(4), 1006-12.
- Sykora J, Synak M, Smith E, 1972. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill). Water Research 6:935-50.

- 
- Tjensvoll I, Kutti T, Fosså JH, Bannister RJ, 2013. Rapid respiratory responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* exposed to suspended sediments. *Aquatic Biology* 19:65-73.
- Van Dalen J, 1999. Ecologische effecten van grootschalige zandwinning. Werkdocument t.b.v. visieontwikkeling op kustplannen. Werkdocument RIKZ/AB-98.105xxx.
- Westerberg H, Rönnbäck P, Frimansson H, 1996. Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES CM* 1996/E:26:13.
- Wilber D, Clarke D, 2001. Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management* 21(4):855-75.



ABOUT DNV GL

Driven by our purpose of safeguarding life, property and the environment, DNV GL enables organizations to advance the safety and sustainability of their business. We provide classification and technical assurance along with software and independent expert advisory services to the maritime, oil and gas, and energy industries. We also provide certification services to customers across a wide range of industries. Operating in more than 100 countries, our 16,000 professionals are dedicated to helping our customers make the world safer, smarter and greener.